



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

ANDERSON DE JESUS LIMA

**ANÁLISE COMPARATIVA DA EFICIÊNCIA DE FILTROS LENTOS COM MEIOS
FILTRANTES CONVENCIONAL E NÃO CONVENCIONAIS**

**SÃO CRISTÓVÃO
2020**

ANDERSON DE JESUS LIMA

**ANÁLISE COMPARATIVA DA EFICIÊNCIA DE FILTROS LENTOS COM MEIOS
FILTRANTES CONVENCIONAL E NÃO CONVENCIONAIS**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Sergipe como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Orientadora: Prof^a Dr^a Denise Conceição de Gois Santos Michelin

**SÃO CRISTÓVÃO
2020**

Ficha catalográfica

É concedida à Universidade Federal de Sergipe permissão para reproduzir cópias desta dissertação e emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte deste trabalho acadêmico pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

Anderson de Jesus Lima

Lima, Anderson de Jesus.

Análise comparativa da eficiência de filtros lentos com meios filtrantes convencional e não convencionais / Anderson de Jesus Lima

São Cristóvão, 2019.

134 p.

Orientadora: Denise Conceição de Gois Santos Michelin.

Dissertação de mestrado – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Sergipe.

1. Filtração lenta. 2. Biofiltros. 3. Filtros sanduíches. 4. Resíduos. 5. Tratamento de água. I. Michelin, Denise Conceição de Gois Santos. II. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Sergipe. III. Análise comparativa da eficiência de filtros lentos com meio filtrantes convencional e não convencionais.

MEMBROS DA BANCA EXAMINADORA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

ANDERSON DE JESUS LIMA

APRESENTADO AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE EM 27 DE JANEIRO DE 2020

BANCA EXAMINADORA:

Prof^ª Dr^a Denise Conceição de Gois Santos Michelin
Orientadora
Departamento de Engenharia Civil
Universidade Federal de Sergipe – UFS

Prof^ª Dr^a Daniella Rocha
1^a Examinadora
Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária
Universidade Federal de Sergipe – UFS

Prof^º Dr. Ariovaldo Antônio Tadeu Lucas
2^º Examinador
Departamento de Engenharia Agrícola
Universidade Federal de Sergipe – UFS

Aos que lutam pela universalização do saneamento.

AGRADECIMENTOS

“[...] até aqui nos ajudou o Senhor” (1 Sam: 7:12). E como me ajudou! Por isso meus primeiros e maiores agradecimentos vão para Ele. Autor de todas as coisas, maior responsável por todas as minhas conquistas. Fonte de amor, mansidão, fé e fortaleza! Gratidão a ti, Jesus!

A minha mãe Josefa e aos irmãos Maria Aparecida, Antônio, Elisângela, José, Fátima, Adilson e Luana pelo incentivo, compreensão e por ser lugar de refúgio.

A minha noiva Marília, pelo seu otimismo, cuidado, apoio, incentivo e amor, os quais foram fundamentais para tornar mais leve essa jornada!

A Prof. Denise, minha orientadora e mãe acadêmica, pela acolhida desde o TCC. Por ter me tirado da zona de conforto e propiciado tantas experiências de aprendizado. Seu exemplo de dedicação, cuidado, simplicidade e amor sempre vão ser fonte de inspiração na minha vida.

Aos professores do PROEC, em especial a Prof. Débora pelos conselhos e amizade, e aos professores Luciana, Ludmilson, David, Nilma e Alcigeimes pelas parcerias.

Aos que ajudaram na montagem do sistema piloto. A meu irmão José, fiel executor dos meus projetos. A Rogério Michelin pela crucial ajuda nos trabalhos mais difíceis. A Bruno pela disponibilidade de sempre. E aos terceirizados Renato, Gilvan, Edinaldo e João Carlos por viabilizarem a alimentação do sistema.

Aos colegas e amigos do PROEC, em especial a Alan, Kelly, Luisa, Michelle, Taynar Rafael e Daniel, com os quais pude dividir preocupações e alegrias. E ao “povo de Itabaiana” vulgo “CIVILizados”, amigos da graduação, que tornaram esse ciclo mais divertido.

Aos que convivi nos laboratórios. A Tamires por sempre estar disposta a ajudar. Aos técnicos Mateus e Willame pelas contribuições na caracterização dos materiais. A Prof. Cristina e a Diego do DEQ, gratidão pela acolhida e pelas conversas produtivas. Ao Prof. Carlos Alexandre, Silvânio e Joel por abrirem as portas do LQA. Ao Prof. Sílvio do Departamento de Morfologia pela fundamental ajuda na análise da camada biológica, e ao Prof. Clóvis do Departamento de Biologia por ceder literatura especializada para identificação dos microrganismos.

Agradeço também ao Prof. Tadeu e a Prof. Daniella pelas contribuições desde a qualificação. E a todos os quais não citei os nomes, mas que certamente possuem parcela de contribuição nessa conquista.

“Sem um propósito de humanidade, a ciência é puro narcisismo”

RESUMO

A filtração lenta é uma das tecnologias de tratamento de água mais indicadas para atender comunidades rurais/isoladas, dada sua simplicidade de construção, manutenção, operação e eficiência, principalmente na remoção de patógenos. Para se contornar os requisitos de qualidade da água bruta que esses sistemas exigem, pode-se alterar as configurações do meio filtrante, e assim obter desempenhos superiores. Nesse sentido, diversas pesquisas indicam os benefícios de se aplicar camadas intermediárias de materiais diferente da areia no meio filtrante, principalmente alguns tipos de resíduos, cuja área superficial, porosidade e adsorção podem contribuir na remoção de contaminantes durante a filtração. Além disso, a aplicação de resíduos como meios filtrantes alternativos possui apelo ambiental e econômico, visto que agrega valor ao que antes era descartado e se caracteriza como destinação ambientalmente sustentável. Assim, considerando os ganhos obtidos pela aplicação de materiais diferentes da areia como meio filtrante, este trabalho objetiva comparar a eficiência de filtro lento constituído de meio filtrante convencional com filtros lentos com meios filtrantes não convencionais, modificados com resíduos de fácil acesso. Para tanto, desenvolveu-se um sistema piloto com seis filtros: um filtro convencional de areia (FLC), com meio filtrante de fibras de coco (FLFC), de areia com camada intermediária de fibras de coco (FLSFC), de areia com camada intermediária de resíduo de madeira maravalha de angelim-vermelho (FLSM), de areia com camada intermediária de carvão vegetal caseiro de rolhas de cortiça (FLSCV), e de areia com camada intermediária de resíduo cerâmico (FLSRC), todos com camada suporte de britas graduadas. Os filtros operaram com fluxo descendente, com taxa de $3,0 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia} \pm 10\%$ de forma contínua e eram alimentados com água subterrânea com adição de 1,2% de esgoto. A areia e britas empregadas foram caracterizadas por análise granulométrica e análise dimensional, respectivamente, ao passo que os materiais não convencionais foram caracterizados a partir da determinação da densidade aparente, porosidade aparente e capacidade de absorção de água. Adicionalmente foi realizada a identificação dos principais microrganismos presente na camada biológica. Com exceção do carvão vegetal que apresentou baixa porosidade aparente, todos os materiais empregados apresentaram alta capacidade de absorção de água e porosidade, com destaque para fibras de coco que apresentou maior valor para esses dois parâmetros. Quanto à eficiência dos sistemas, os resultados indicam não haver diferenças estatisticamente significativas entre filtro convencional e os filtros com resíduos. Contudo, os filtros com materiais granulares, FLSCV e FLSRC, apresentaram maior remoção de cor aparente e turbidez dentre todos os filtros, inclusive o filtro controle. Ao passo que filtros com camadas filtrantes de resíduos naturais orgânicos foram mais eficazes na remoção de coliformes totais e termotolerantes. Ademais, os indivíduos encontrados na camada biológica dos filtros não diferiram dos relatados pela literatura. Dessa forma, os filtros modificados com resíduos demonstraram desempenho equiparável ao filtro lento convencional, o que justifica seu emprego como meio filtrante em regiões com alta produção desses resíduos e/ou com pouca disponibilidade de areia.

Palavras-chave: filtração lenta; biofiltros; filtros sanduíches; tratamento de água; resíduos.

ABSTRACT

Slow filtration is one of the most indicated water treatment technologies to serve rural/isolated communities, given their simplicity of construction, maintenance, operation and efficiency, especially in the removal of pathogens. To work around the raw water quality requirements that these systems require, you can change the filter medium settings, and thus achieve superior performance. In this sense, several studies indicate the benefits of applying intermediate layers of materials other than sand in the filter environment, especially some types of residues, whose surface area, porosity and adsorption can contribute to the removal of contaminants during filtration. In addition, the application of waste as alternative filter media has an environmental and economic appeal, since it adds value to what was previously discarded and characterized as environmentally sustainable destination. Thus, considering the gains obtained by applying materials other than sand as a filter medium, this work aims to compare the slow filter efficiency consisting of conventional filter medium with slow filters with filter media not modified with easily accessible waste. To this end, a pilot system with six filter was developed: a conventional sand filter (FLC), with coconut fiber filter medium (FLFC), sand with intermediate layer of coconut fibers (FLSFC), sand with intermediate layer of wood residue sawdust (FLSM), sand with intermediate layer of homemade charcoal cork stoppers (FLSCV), and sand with intermediate layer of ceramic residue (FLSRC), all with support layer of graduated crushes. The filters operated with descending flow, with a rate of $3.0 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{day} \pm 10\%$ continuously and were fed groundwater with the addition of 1.2% sewage. The sand and gravel sums used were characterized by granulometric analysis and dimensional analysis, respectively, while unconventional materials were characterized based on the determination of apparent density, apparent porosity and water absorption capacity. Additionally, the main microorganisms present in the biological layer were identified. With the exception of charcoal that presented low apparent porosity, all materials used presented high water absorption capacity and porosity, especially coconut fibers that presented higher value for these two parameters. Regarding the efficiency of the systems, the results indicate that there are no statistically significant differences between conventional filter and filters with residues. However, filters with granular materials, FLSCV and FLSRC showed greater apparent color removal and turbidity among all filters, including the control filter. While filters with filter layers of organic natural waste were more effective in removing total coliforms and thermotolerant. Moreover, the individuals found in the biological layer of the filters did not differ from those reported in the literature. Thus, filters modified with residues demonstrated performance comparable to conventional slow filter, which justifies their use as a filter medium in regions with high production of these residues and/or with little availability of sand.

Keywords: slow sand filtration; biosand; sandwich filters; water treatment; waste.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AB	Água bruta
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APCOR	Associação Portuguesa da Cortiça
CE	Condutividade elétrica
CIM	Filtro de areia e ferro corrosivo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DEC	Departamento de Engenharia Civil
DEQ	Departamento de Engenharia Química
DNER	Departamento Nacional de Estradas de Rodagens
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DSF	Filtro de lodo desidratado
ETA	Estação de Tratamento de Água
EUA	Estados Unidos das Américas
FAO	Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação
FiME	Filtração em Múltiplas Etapas
FLC	Filtro lento com meio filtrante convencional de areia
FLD	Filtros Lentos em Escala Domiciliar
FLFC	Filtro lento com meio filtrante de fibras de coco
FLSCV	Filtro lento de areia com camada intermediária de carvão vegetal caseiro
FLSFC	Filtro lento de areia com camada intermediária de fibras de coco
FLSM	Filtro lento de areia com camada intermediária de resíduo de madeira maravalha de angelim-vermelho
FLSRC	Filtro lento de areia com camada intermediária de resíduos cerâmicos
GEOPAV	Laboratório de Geotecnia e Pavimentação

HFF	Filtro de fibras de cânhamo
IAPP	Índice de Atendimento ao Padrão de Potabilidade
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IOGG	Resíduo de cascalho revestido com óxido de ferro
IDQA	Índice de Decaimento na Qualidade da Água
ISC	Filtro de areia revestida com ferro
ITPS	Instituto Tecnológico e de Pesquisas do Estado de Sergipe
LABHID	Laboratório de Hidráulica
LAMCE	Laboratório de Materiais de Construção e Estruturas
LEPaT	Laboratório de Entomologia e Parasitologia Tropical
LQA	Laboratório de Química Analítica
MS	Ministério da Saúde
NMP	Número Mais Provável
NTU	Unidade de Turbidez Nefelométrica
ONU	Organizações das Nações Unidas
PCA	Ágar de contagem de placas – PCA
pH	Potencial Hidrogeniônico
PFF	Filtro de resíduo de celulose e papel
PRC	Portaria de Consolidação
PVC	Policloreto de vinila
SAMA	Laboratório de Saneamento e Meio Ambiente
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SSF	Filtros lentos
SSpF	Filtro lento modificado com esponja
STD	Sólidos totais dissolvidos
TCA	Ágar de Soja Triptone

THM	Trihalometanos
UASB	Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente
uC	Unidade de Cor
UFC	Unidade Formadora de Colônias
UFS	Universidade Federal de Sergipe
UNICEF	Fundo das Nações Unidas para a Infância
UPA	Unidade Padrão de Área
uT	Unidade de Turbidez

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Classificação de filtros para o tratamento de água conforme taxa de aplicação e sentido do escoamento.	7
Figura 2: Principais marcos históricos do processo de filtração em meio granular.	9
Figura 3: Esquema representativo dos mecanismos de transporte que influenciam na filtração.	11
Figura 4: Esquema de um filtro lento de areia.....	15
Figura 5: Curva granulométrica da areia comumente utilizada em filtros lentos.....	22
Figura 6: Filtros lentos utilizados.	36
Figura 7: Repartidor de amostras (a) e agitador de amostras (b).....	38
Figura 8: Fibras de coco.	40
Figura 9: Quantidade de maravalha retida em cada peneira.....	41
Figura 10: Carvão vegetal caseiro.	41
Figura 11: Resíduos cerâmico triturados.	42
Figura 12: Picnômetro com amostra e água.	43
Figura 13: Análise dimensional das britas da camada suporte.	45
Figura 14: Espessuras da camada suporte e meios filtrantes, com dimensões em centímetros.	47
Figura 15: Medição da vazão afluente ao filtro.....	48
Figura 16: Misturadora de esgoto à vazão controlada.	49
Figura 17: Fluxograma da análise da <i>schumtzdecke</i>	52
Figura 18: Curvas granulométricas da areia utilizada.	54
Figura 19: Análise dimensional das britas utilizadas.	59
Figura 20: Linha do tempo operacional.....	60
Figura 21: Temperatura - AB x FLC.	61
Figura 22: Temperatura - AB x FLFC.....	62
Figura 23: Temperatura - AB x FLSFC.....	62

Figura 24: Temperatura - AB x FLSM.....	62
Figura 25: Temperatura - AB x FLSCV.....	63
Figura 26: Temperatura - AB x FLSRC.....	63
Figura 27: pH - AB x FLC.....	65
Figura 28: pH - AB x FLFC.....	65
Figura 29: pH - AB x FLSFC.....	66
Figura 30: pH - AB x FLSM.....	66
Figura 31: pH - AB x FLSCV.....	66
Figura 32: pH - AB x FLSRC.....	67
Figura 33: Cor aparente - AB x FLC e eficiência de remoção.....	70
Figura 34: Cor aparente - AB x FLFC e eficiência de remoção.....	70
Figura 35: Cor aparente - AB x FLSFC e eficiência de remoção.....	71
Figura 36: Cor aparente - AB x FLSM e eficiência de remoção.....	71
Figura 37: Cor aparente - AB x FLSCV e eficiência de remoção.....	72
Figura 38: Cor aparente - AB x FLSRC e eficiência de remoção.....	72
Figura 39: Turbidez - AB x FLC e eficiência de remoção.....	76
Figura 40: Turbidez - AB x FLFC e eficiência de remoção.....	76
Figura 41: Turbidez - AB x FLSFC e eficiência de remoção.....	77
Figura 42: Turbidez - AB x FLSM e eficiência de remoção.....	77
Figura 43: Turbidez - AB x FLSCV e eficiência de remoção.....	78
Figura 44: Turbidez - AB x FLSRC e eficiência de remoção.....	78
Figura 45: Placas petri cujas colônias cresceram juntas.....	89
Figura 46: Análise qualitativa da remoção de mesófilos.....	89
Figura 47: Principais microrganismos encontrados na superfície do filtro de areia.....	92
Figura 48: Principais microrganismos encontrados na superfície do filtro de fibras de coco.....	93

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Qualidade da água bruta para filtração lenta.	16
Quadro 2: Eficiências de remoções típicas da filtração lenta.	18
Quadro 3: Taxas de filtração recomendadas para filtros lentos.....	20
Quadro 4: Especificações da areia regularmente utilizada na filtração lenta.	22
Quadro 5: Parâmetros monitorados.	50
Quadro 6: Teste Wilcoxon para temperatura da água bruta e tratada.	64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Boletim de análises do Poço 2.....	45
Tabela 2: Características da areia utilizada (tamanho efetivo, d_{60} e coeficiente de uniformidade).	54
Tabela 3: Densidade, absorção de água e porosidade dos materiais não convencionais.....	56
Tabela 4: Estatística descritiva das britas utilizadas.....	59
Tabela 5: Estatística descritiva - temperatura.....	61
Tabela 6: Estatística descritiva - pH.....	65
Tabela 7: Comparação estatística entre as médias do pH das amostras - p-valor.....	68
Tabela 8: Estatística descritiva - cor aparente, IDQA e IAPP.....	69
Tabela 9: Estatística descritiva - remoção de cor aparente (%)......	69
Tabela 10: Comparação estatística entre as médias de cor aparente das amostras - p-valor....	73
Tabela 11: Estatística descritiva - turbidez, IDQA e IAPP.....	75
Tabela 12: Estatística descritiva - remoção de turbidez (%).	75
Tabela 13: Comparação estatística entre as médias de turbidez das amostras - p-valor.....	79
Tabela 14: Estatística descritiva - condutividade elétrica, IDQA e IAPP.....	81
Tabela 15: Resultado das análises de coliformes totais (NMP/100mL) e IDQA.....	82
Tabela 16: Resultado das análises de coliformes termotolerantes (NMP/100mL) e IDQA.....	84
Tabela 17: Eficiência de remoção de coliformes totais e termotolerantes.....	85
Tabela 18: Resultados das análises de contagem de mesófilos, eficiência de remoção, IDQA e IAPP.....	87

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVOS	4
2.1	OBJETIVO GERAL.....	4
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
3	REVISÃO DA LITERATURA.....	5
3.1	QUALIDADE DA ÁGUA	5
3.2	PROCESSO DE FILTRAÇÃO	7
3.2.1	<i>Generalidades</i>	<i>7</i>
3.2.2	<i>Mecanismos intervenientes na filtração</i>	<i>10</i>
(a)	<i>Mecanismos de transporte</i>	<i>10</i>
(b)	<i>Mecanismos de aderência</i>	<i>13</i>
3.3	FILTRAÇÃO LENTA	14
3.3.1	<i>Qualidade da água para filtração lenta e eficiência do tratamento</i>	<i>16</i>
3.3.2	<i>Aspectos operacionais e construtivos</i>	<i>19</i>
3.3.3	<i>Meio filtrante.....</i>	<i>21</i>
3.3.4	<i>Schmutzdecke</i>	<i>23</i>
3.3.5	<i>Métodos de limpeza</i>	<i>25</i>
3.3.6	<i>Estudos de casos: filtros lentos modificados com materiais não convencionais</i>	<i>26</i>
3.4	MATERIAIS NÃO CONVENCIONAIS	30
3.4.1	<i>Fibras de coco</i>	<i>31</i>
3.4.2	<i>Maravalha.....</i>	<i>32</i>
3.4.3	<i>Carvão vegetal</i>	<i>33</i>
3.4.4	<i>Resíduo cerâmico</i>	<i>34</i>
4	MATERIAL E MÉTODOS	36
4.1	CONSIDERAÇÕES INICIAIS	36
4.2	MEIOS FILTRANTES.....	37
4.2.1	<i>Areia</i>	<i>37</i>
4.2.2	<i>Fibras de coco.....</i>	<i>40</i>
4.2.3	<i>Maravalha.....</i>	<i>40</i>
4.2.4	<i>Carvão vegetal caseiro</i>	<i>41</i>
4.2.5	<i>Resíduo cerâmico</i>	<i>42</i>
4.2.6	<i>Caracterização dos materiais não convencionais.....</i>	<i>42</i>
4.3	CAMADA SUPORTE	44
4.4	ÁGUA DE ESTUDO.....	45
4.5	INSTALAÇÃO DO SISTEMA PILOTO	46
4.5.1	<i>Determinação da taxa de filtração.....</i>	<i>47</i>
4.5.2	<i>Adição de esgoto.....</i>	<i>49</i>
4.6	ANÁLISES DA ÁGUA BRUTA E FILTRADA	50

4.7	CARACTERIZAÇÃO DA <i>SCHUMTZDECKE</i>	51
4.8	ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	53
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	54
5.1	CARACTERIZAÇÃO DOS MEIOS FILTRANTES	54
5.1.1	<i>Areia</i>	54
5.1.2	<i>Materiais não convencionais</i>	55
5.2	CARACTERIZAÇÃO DA CAMADA SUPORTE	58
5.3	DESEMPENHO DO SISTEMA PILOTO	60
5.3.1	<i>Parâmetros físico-químicos</i>	61
5.3.2	<i>Parâmetros microbiológicos</i>	82
5.4	PRINCIPAIS MICRORGANISMOS ENCONTRADOS NA <i>SCHUMTZDECKE</i>	90
6	CONCLUSÕES.....	94
	REFERÊNCIAS.....	96
	APÊNDICE A – AJUSTE DA TAXA DE FILTRAÇÃO E ADIÇÃO DE ESGOTO	108
	APÊNDICE B – RESULTADOS DOS ENSAIOS DE PENEIRAMENTO	112
	APÊNDICE C – RESULTADOS DA ANÁLISE DIMENSIONAL DAS BRITAS UTILIZADAS NA CAMADA SUPORTE	114
	APÊNDICE D – ENSAIOS DE PICNOMETRIA.....	114
	APÊNDICE E – RESULTADOS DAS ANÁLISES DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DA ÁGUA BRUTA E FILTRADA.....	116

1 INTRODUÇÃO

A água é elemento essencial para vida. Cerca de 2/3 (dois terços) da superfície terrestre é coberta por água, ao passo que 70% do corpo humano é composto também por esse elemento. Um dos parâmetros norteadores para a descoberta de vida fora da Terra é justamente a presença de água. Desde quando a humanidade deixou de ser nômade e passou a habitar em regiões fixa, surgiu a necessidade de sustentar-se não somente dos recursos disponíveis naquela região, mas também de passarem a controlar e produzir alimentos para subsistência. Neste contexto, a água foi e é de extrema importância, visto que a presença da mesma garante, entre diversas finalidades, a prática da agricultura e criação de animais.

Ter a água como base para vida parece uma engenhosidade divina, visto que sua capacidade de mudança de estado físico, a partir da variação da temperatura, rege todo o processo cíclico de presença de água na Terra. O ciclo hidrológico garante a mesma quantidade de água no globo terrestre, entretanto, este não garante distribuição espacial quantitativa e qualitativa de água conveniente para humanidade (BRAGA et al., 2005).

Como ênfase para o ciclo hidrológico no Brasil, por exemplo, a maior parte da capacidade hídrica está localizada distante dos grandes centros demandantes, como é o caso da bacia Amazônica. Ainda, quando questões geográficas não são fatores limitantes para acesso aos corpos hídricos ocorrem questões técnicas ou qualitativas, que impossibilitam o acesso da população a esse recurso. Um outro exemplo, tem-se que em 2014, a cidade de São Paulo passou por uma crise no abastecimento de água provocada pela redução do volume armazenado nos reservatórios, que fez a população amargar medidas de redução de consumo, rodízios e racionamentos, situações paralelas a visualizar o rio Tietê, em trecho atravessando a cidade, mas com água de péssima qualidade, na qual poderia ser opção para provável transformação para água potável.

Dessa forma, a presença do corpo hídrico, por si só, não é suficiente para garantir a eficácia do abastecimento à população. Estimava-se que em 2015 apenas 71% da população mundial possuía gerenciamento e fornecimento seguro de água potável, ou seja, três em cada dez pessoas no mundo não tem acesso a água potável em casa. Em áreas rurais, esta situação era ainda mais grave, onde apenas uma em cada três pessoas recebiam água potável (ONU; UNICEF, 2017). Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS, em 2017 o Brasil contava com 83,5% da sua população atendida por rede de abastecimento de água,

sendo que 93% da população urbana era alcançada por esse serviço, enquanto que cerca de 70% da população que vive em área rural ainda não tinha esse direito garantido (BRASIL, 2018a).

A diferença desse abastecimento para a totalidade normalmente se concentra em regiões rurais e/ou carentes isoladas, que comumente são as mais desprovidas de saneamento básico. Isso influencia diretamente na qualidade de vida e saúde da população. Abastecer com água potável essas comunidades é um desafio, já que diversos fatores de ordem técnica, política, social e econômica, interfere no processo. Contudo, esta é uma garantia estabelecida no Art. 48, Inciso VII da Lei nº 11.445 de 05 de janeiro de 2007: “garantia de meios adequados para o atendimento da população rural dispersa, inclusive mediante a utilização de soluções compatíveis com suas características econômicas e sociais peculiares” (BRASIL, 2007).

Para abastecer a população residente em comunidades isoladas, rurais ou com escassez hídrica é comum a utilização de soluções alternativas para abastecimento de água como poços de uso familiar ou coletivo, captação manual e direta no manancial, aproveitamento de água da chuva, entre outras. Entretanto, as soluções alternativas não devem ser entendidas como soluções improvisadas, e sim como opções no desenvolvimento do projeto de abastecimento de água para comunidade. Em detrimento ao sistema de abastecimento convencional, as soluções alternativas devem, também, fornecer água potável dentro dos limites estabelecidos pela legislação vigente (PÁDUA, 2010).

Diante dos significativos custos envolvidos na instalação e operação de estações convencionais de tratamento de água, as soluções alternativas se apresentam como possibilidade viável para a abastecimento de comunidades desprovidas de rede. Para tanto, é fundamental propor um sistema de tratamento compatível para solução proposta. A depender da qualidade da água são empregados soluções de tratamento como: desinfecção solar, fervura, cloração, filtros domésticos, filtros de areia, coagulação química ou natural etc (PÁDUA, 2010).

Em se tratando de filtros de areias, os filtros lentos se destacam por sua facilidade de construção, manutenção e operação. Neste processo ocorre a remoção de impurezas por mecanismos físico-químicos e predominantemente biológicos, a partir da formação da camada biológica no topo do meio filtrante responsável pela remoção de microrganismos. Por apresentar pertinente remoção de bactérias do grupo coliformes, vírus e *Giardia*, *Cryptosporidium sp*, o emprego de filtros lentos é particularmente interessante pelo fato dos dois últimos microrganismos serem resistentes a processos de desinfecção por cloração, sendo uma

boa opção para comunidades que possuem água com riscos microbiológicos (HELLER et al., 2004).

As principais limitações da filtração lenta estão ligadas à qualidade da água bruta requerida e aos métodos de limpeza. Mananciais com qualidade da água comprometida podem reduzir a eficiência do sistema, dado que o excesso de impureza promove a rápida obstrução dos poros do leito filtrante, o que reduz o tempo necessário entre as limpezas do filtro.

Em geral, a limpeza dos filtros lentos é feita a partir da raspagem de alguns centímetros da camada superficial de areia. Algumas pesquisas já sugerem métodos alternativos de lavagens como descargas de fundo e retrolavagem. Da mesma maneira, a fim de se alcançar melhores eficiências, pesquisadores associaram pós e pré-tratamentos aos filtros lentos. Assim como alguns trabalhos indicam melhoria na eficiência do tratamento através de alterações nas configurações da camada filtrante, baseados na substituição parcial ou total da areia comumente utilizada por materiais como carvão ativado, mantas sintéticas etc.

Norteados pela busca de sistemas alternativos de tratamento de água eficientes e viáveis para aplicação em comunidades rurais ou isoladas, e considerando os ganhos de eficiências obtidos com o incremento de materiais diferentes da areia no leito filtrante, o presente trabalho tem como objetivo avaliar o desempenho de materiais não convencionais e de fácil acesso, quando empregados como meios filtrantes em filtros lentos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Comparar a eficiência de filtro lento constituído de meio filtrante convencional com filtros lentos com meios filtrantes não convencionais: fibras de coco, maravalha, carvão vegetal caseiro e resíduo cerâmico.

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar os materiais constituintes do filtro – meio filtrante e camada suporte;
- Projetar, confeccionar e operar instalação piloto dos filtros;
- Determinar a qualidade da água bruta e filtrada durante a operação do sistema;
- Comparar a eficiência do uso dos meios filtrantes, com base em parâmetros físico-químicos e microbianos.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Qualidade da água

Segundo Braga et al. (2005), do total de água existente no globo terrestre, aproximadamente 0,5% é água doce. Porém, apenas uma pequena parcela desse percentual apresenta qualidade, quantidade e acessibilidade para o abastecimento humano e, frequentemente, necessitam de algum tipo de tratamento antes de serem distribuídas à população (FERREIRA; PÁDUA, 2010). A necessidade de tratamento provém da alta solubilidade da água, que durante seu percurso no ciclo hidrológico e/ou no uso nas atividades humanas, acumulam impurezas que compreendem matéria orgânica e mineral, que conforme o tamanho de suas partículas podem ser partículas suspensas, em estado coloidal ou em solução, o que diminui o seu tamanho nessa ordem (RICHTER, 2009).

A depender de suas características, a água utilizada no abastecimento pode assumir três conceitos: água bruta, tratada e potável. A água bruta é a água na forma como é encontrada na natureza. Recebe essa denominação porque ainda não foi trabalhada diretamente pelo homem, que em geral, é imprópria para consumo humano devido à exposição a poluentes, salvo algumas exceções; água tratada é aquela submetida à algum tipo de tratamento visando adequá-la a seu uso, podendo apresentar características distintas às exigidas para consumo humano; água potável é aquela que pode ser ingerida sem causar danos à saúde e que não provoca estímulos sensoriais que afetem aceitação dessa água pelos usuários, ou seja, que atendam ao padrão organoléptico (VIANNA, 1997).

As características da água são determinadas por meio de análises de parâmetros específicos, que quando apresentam limites e valores aceitáveis, por força de legislação, tornam-se padrões de qualidade. A avaliação da qualidade da água de mananciais superficiais (água bruta) é feita com base na Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2005). Esta resolução classifica os corpos d'água em águas doces, salobras e salinas, a partir das concentrações de sais.

Além disso, estabelece classes de qualidade para águas doces, salobras e salinas, por meio de conjunto de condições e padrões de qualidade da água necessários para atender os usos preponderantes, atuais e futuros (BRASIL, 2005). A referida resolução estabelece que águas destinadas ao abastecimento humano devem ser do tipo doce: Classe especial, Classe 1, Classe 2 e Classe 3 mediante tratamentos que vão desde a simples desinfecção à tratamentos

convencionais ou avançados; e águas salobras Classe 1 depois de tratadas por sistemas convencionais ou avançados, a depender de sua qualidade.

De maneira análoga, a Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008, que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e estabelece critérios de qualidade considerando os usos preponderantes, classifica as águas subterrâneas em (BRASIL, 2008):

I - Classe Especial: águas dos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porção desses destinadas à preservação de ecossistemas em unidades de conservação de proteção integral e as que contribuam diretamente para os trechos de corpos de água superficial enquadrados como classe especial;

II - Classe 1: águas dos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porção desses, sem alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, e que não exigem tratamento para quaisquer usos preponderantes devido às suas características hidrogeoquímicas naturais;

III - Classe 2: águas dos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porção desses, sem alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, e que podem exigir tratamento adequado, dependendo do uso preponderante, devido às suas características hidrogeoquímicas naturais;

IV - Classe 3: águas dos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porção desses, com alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, para as quais não é necessário o tratamento em função dessas alterações, mas que podem exigir tratamento adequado, dependendo do uso preponderante, devido às suas características hidrogeoquímicas naturais;

V - Classe 4: águas dos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porção desses, com alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, e que somente possam ser utilizadas, sem tratamento, para o uso preponderante menos restritivo;

VI - Classe 5: águas dos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porção desses, que possam estar com alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, destinadas a atividades que não têm requisitos de qualidade para uso.

As águas destinadas ao abastecimento humano, sejam elas superficiais ou subterrâneas, devem apresentar, depois de tratadas, características que obedeçam aos padrões de qualidade indicados pelo Ministério da Saúde (MS) na Portaria de Consolidação (PRC) nº 5 de 03 de outubro de 2017 (BRASIL, 2017) que trata da consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde, de forma que o Anexo XX incorpora e consolida a Portaria do Ministério da Saúde nº 2914 de 12 de dezembro de 2011, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2011). Os parâmetros utilizados na determinação da qualidade da água podem ser de origem física, química ou biológica.

3.2 Processo de filtração

3.2.1 Generalidades

O processo de filtração baseia-se na remoção de partículas, coloidais ou suspensas e microrganismos da água, a partir de seu escoamento em meio poroso, geralmente areia. Os filtros utilizados para tratar água de abastecimento podem ser classificados segundo aspectos como: tipo de meio filtrante (granular ou poroso), número de camadas (simples ou múltiplas), sentido do escoamento (ascendente ou descendente), taxa de filtração (filtros rápidos ou filtros lentos), entre outros. Normalmente, os filtros rápidos operam com taxa de filtração de 120 a 480 m³/m².dia enquanto que os filtros lentos utilizam taxas de 2,4 a 9,6 m³/m².dia (LIBÂNIO, 2010; SOUZA, 2007). A Figura 1 apresenta a classificação da filtração conforme a taxa de filtração e sentido do escoamento.

Figura 1: Classificação de filtros para o tratamento de água conforme taxa de aplicação e sentido do escoamento.



Fonte: Adaptado de Libânio (2010).

A remoção de impurezas da água é particularmente necessária devida suas partículas serem capazes de provocar cor e turbidez, e, caso não sejam removidas, podem prejudicar a eficiência da desinfecção na inativação de microrganismos indesejáveis.

Segundo Libânio (2010) e Souza (2007) o processo de remoção de impurezas firma-se em mecanismos de transporte (coagem, sedimentação, interceptação, difusão, forças hidromecânicas e impacto inercial) e aderência (forças de van der Waals, forças eletroestáticas e pontes químicas), que serão melhor explicados no Item 3.2.2.

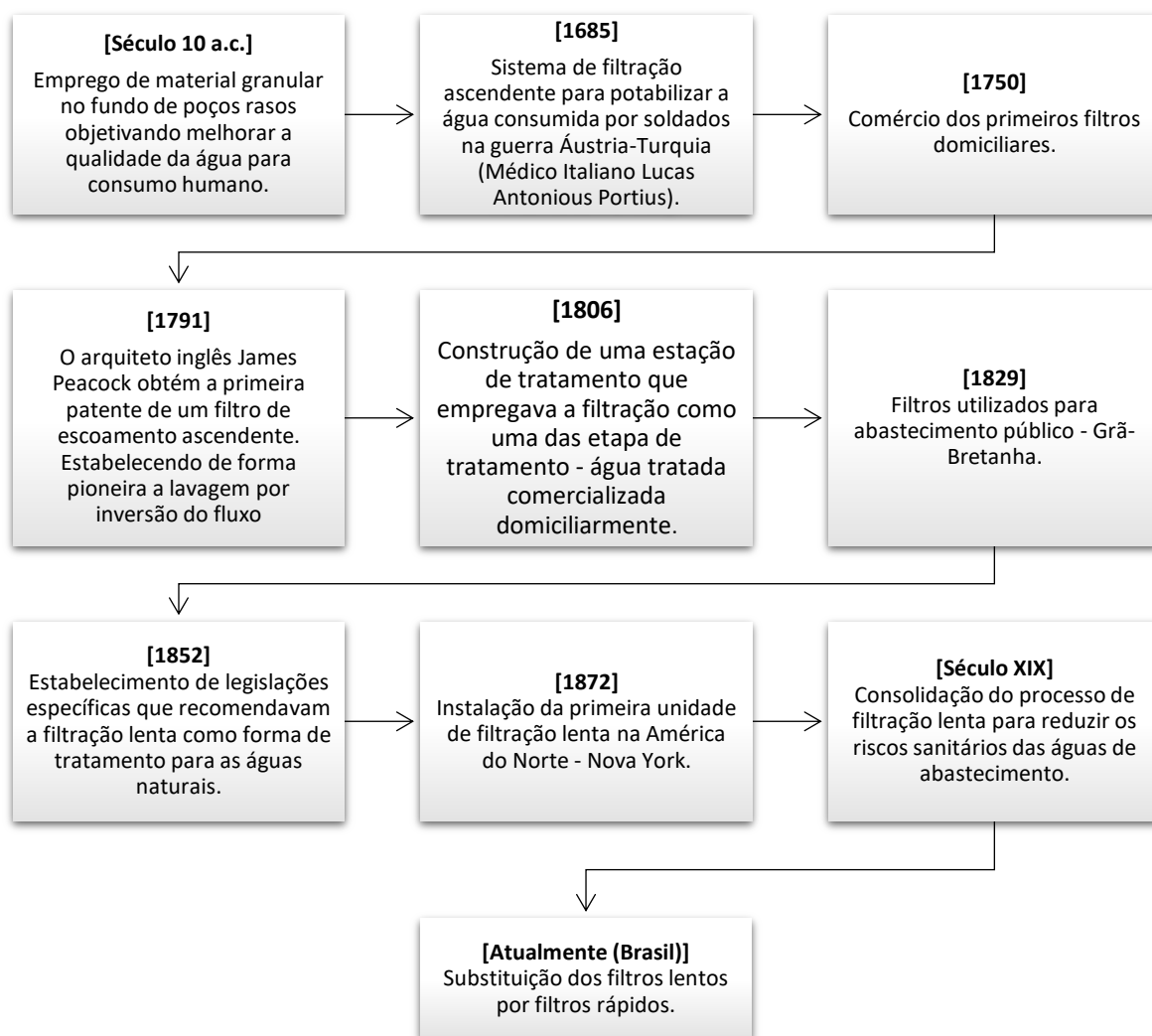
Em geral, emprega-se outros processos unitários de tratamento da água bruta antes de serem direcionadas aos filtros, a exemplo, em Estações de Tratamento de Água – ETA's convencionais ocorre a coagulação, floculação e decantação. Essa necessidade surge do decréscimo da qualidade da água dos mananciais abastecedores. De modo que, por si só, o processo unitário de filtração não é capaz de remover as impurezas necessárias de maneira viável. Cabe destacar que via de regra a filtração é o último processo que remove impurezas em uma ETA, sendo responsável pela produção de água nos padrões de potabilidade regulamentados (LIBÂNIO, 2010; DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008).

Apesar de ser o último processo físico que ocorre na ETA, a prática de melhoria da qualidade da água para consumo, a partir do fluxo em meio granular, iniciou-se nas civilizações antigas e perdura até os dias atuais. A Figura 2 apresenta os principais marcos históricos da utilização de meio granular na purificação da água, a partir da obra de Baker (1981) apud Libânio (2010).

A tendência atual, no Brasil, de migração da utilização de filtros lentos para filtros rápidos apoiou-se na facilidade de lavagem, nos requisitos menos restritivos de qualidade da água a ser tratada, e principalmente, na menor área requerida para sua instalação. De maneira que é possível aplicar taxas superiores às aplicadas na filtração lenta, produzindo mais água tratada com menor requisito de área. No entanto, essa tecnologia requer o emprego de coagulação/floculação o que exige mão de obra qualificada na operação do sistema e materiais de construção e insumos específicos que, dependendo da região, não estão facilmente disponíveis, o que torna sua aquisição onerosa. Nessas regiões, a filtração lenta pode ser uma solução viável para a maioria dos casos, dada sua simplicidade de construção, operação e manutenção (LIBÂNIO, 2010; DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

De acordo com Di Bernardo e Dantas (2005) as limitações de qualidade da água bruta para uso da filtração lenta podem ser superadas, a depender do grau de impureza, pela aplicação de unidades de pré-tratamento precedendo os filtros lentos, que caracteriza o processo conhecido como Filtração em Múltiplas Etapas (FiME).

Figura 2: Principais marcos históricos do processo de filtração em meio granular.



Fonte: Adaptado de Baker (1981) apud Libânio (2010).

Esse sistema geralmente utiliza pré-filtros em pedregulhos de maneira que o tratamento da água ocorre por meio de etapas de tratamento sequenciais: pré-filtração dinâmica, pré-filtração grosseira e filtração lenta. Na primeira etapa ocorre a remoção de material grosseiros, podendo haver remoção parcial de partículas finas e microrganismo. Em seguida a água é direcionada para filtros de pedregulhos com granulometria decrescente e menor que o filtro anterior que condiciona o efluente gerado à aplicação da última etapa de tratamento, a filtração lenta. No filtro lento há a remoção de impurezas residuais das demais etapas, adequando a água aos padrões de potabilidade (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

A marginalização da filtração lenta no Brasil vai na contramão de países desenvolvidos como a Suécia. Nesse país, algumas estações de tratamento convencionais já contam com unidade de filtração lenta depois do filtro rápido e antes da desinfecção (CHAN et al., 2018). Esta configuração contribui na remoção de impurezas que os sistemas anteriores não foram

capazes de reduzir, em geral fármacos, herbicidas, produtos de higiene pessoal e limpeza, além da remoção de patógenos difíceis de serem neutralizados na desinfecção. Além disso, como filtros lentos atuam na redução de patógenos, pode-se aplicar dosagens menores de desinfetantes, o que diminui o risco de formação de subprodutos deletérios à saúde humana.

3.2.2 *Mecanismos intervenientes na filtração*

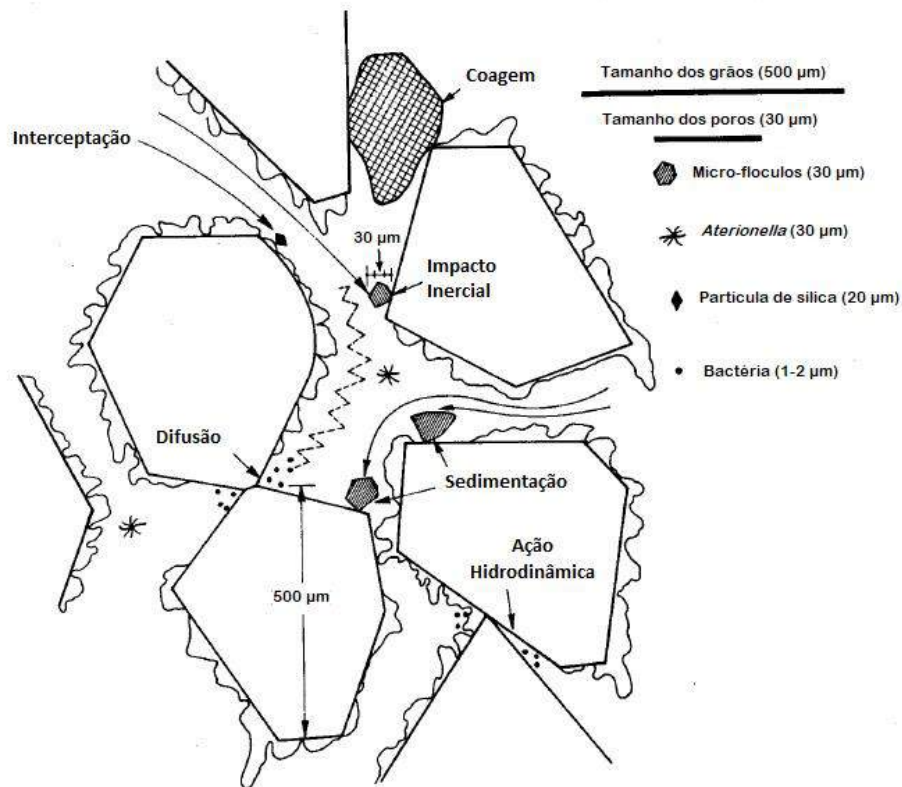
Como dito anteriormente, o processo de filtração ocorre mediante mecanismos de transporte e aderência. Os primeiros dizem respeito a fenômenos físicos e hidráulicos, enquanto os segundos são influenciados por ações químicas. Em se tratando de filtros lentos, ocorre a atuação de mecanismos biológicos associados aos de transporte, de modo a promover não tão somente a remoção das impurezas da água, como também microrganismos patogênicos (LIBÂNIO, 2010).

Em geral, é difícil determinar qual mecanismo atua predominantemente na remoção de partículas, sendo comum a atuação combinada de vários mecanismos. De acordo com Amirtharajah (1988), o entendimento dos mecanismos de remoção de partículas por filtração não é simplório, uma vez que são influenciados por fatores como: características físico-químicas das partículas em suspensão, do meio filtrante e da água bruta, taxa de filtração aplicada e a forma como os filtros são operados.

(a) *Mecanismos de transporte*

Estes mecanismos baseiam-se no transporte de partículas dentro dos poros do meio filtrante. A clarificação do afluente mediante transporte de partículas pode ser executada por mecanismos como: coagem, sedimentação, interceptação, difusão, impacto inercial e forças hidrodinâmicas. A prevalência de um desses mecanismos depende fortemente do tamanho e distribuição das partículas do afluente, além da taxa de filtração e tamanho dos poros (LIBÂNIO, 2010; VALENCIA, 1972). Na Figura 3 é apresentado um esquema representativo desses mecanismos.

Figura 3: Esquema representativo dos mecanismos de transporte que influenciam na filtração.



Fonte: Adaptado de Valencia (1972).

❖ Coagem

A coagem ou ação de coar é o mecanismo de transporte mais intuitivo. Caracteriza-se pela retenção de partículas maiores que os poros do meio filtrante, capazes de resistir aos esforços cisalhantes provocados pelo fluxo de água. Ocorre, principalmente, na camada superficial dos filtros, de maneira que se considera a proporcionalidade entre a probabilidade de remoção de partículas por coagem e o seu diâmetro (IVES, 1970; VALENCIA, 1972).

No entanto, os autores supracitados ponderam sobre o tamanho das partículas contidas no afluente submetido a filtração: se por um lado partículas maiores favorecem a ação de coar, por outro, provocam a colmatação da camada superficial do filtro acarretando em perdas significativas na eficiência do tratamento, principalmente no que tange a perda de carga no filtro. Dessa maneira, deve-se haver equilíbrio entre os tamanhos das partículas, para que a ação de coar não iniba outros mecanismos igualmente importantes.

❖ *Sedimentação*

O mecanismo de sedimentação é regido pela força gravitacional e está associado à velocidade de sedimentação da partícula desenvolvida a partir do fluxo do afluente, que é interceptada pelo leito filtrante. Dessa forma, a densidade da partícula e temperatura – que altera a viscosidade do afluente, são fatores importantes desse mecanismo. Seu entendimento pode ser feito a partir da analogia de que os vazios intersticiais funcionam como pequenas células de sedimentação e o caminho entre os poros, como pequenos tubos onde ocorre o depósito de partículas (AMIRTHARAJAH, 1988).

❖ *Interceptação*

As partículas se movem no filtro seguindo as linhas de fluxo do afluente que se “afunilam” quando passam pelos poros do meio filtrante. O estreitamento das linhas de fluxo no interior dos poros provoca o aumento da velocidade do afluente e consequentemente o aumento da velocidade de movimento da partícula, ou seja, aumento da energia cinética. Esta energia provoca a formação de partículas maiores a partir da união de partículas menores, de maneira a não ser mais possível sua passagem entre os poros do leito filtrante, ocorrendo assim a sua interceptação (VALENCIA, 1972).

❖ *Difusão*

A remoção de partículas por difusão está associada ao movimento Browniano das partículas, que se desviavam da linha de fluxo inicial, regida pelo afluente, e são capturadas no interior dos poros do meio filtrante em regiões com velocidades intersticiais muito baixa. Este mecanismo está estritamente ligado a temperatura da água (cuja elevação aumenta a energia termodinâmica das moléculas e acarreta na redução da viscosidade, facilitando a movimentação difusa das partículas) e a densidade das partículas dispersas (LIBÂNIO, 2010; RAMSKILL; ANDERSON, 1951).

❖ *Impacto inercial*

Ocorre quando a velocidade da partícula no afluente é alta e seu tamanho é grande o suficiente para que possa sofrer efeitos inerciais, de forma que mantém sua trajetória independentemente das alterações da linha de fluxo, colidindo com os grãos do meio filtrante.

Nesta situação, as linhas de fluxos se curvam no sentido de contornar o obstáculo – no caso o grão de areia, enquanto que as partículas mantêm seu trajeto original, por força inercial, o que leva ao choque com os grãos e consequente retenção (VALENCIA, 1972).

❖ *Forças hidrodinâmicas*

Segundo Libânio (2010), forças hidrodinâmicas podem promover a remoção de partículas de maiores dimensões a partir da diferença de velocidades tangenciais à superfície das partículas, garantida pelo escoamento laminar nos poros do meio filtrante. Nesta situação, ocorre diferença de pressão na direção perpendicular ao escoamento, provocada pelo gradiente de velocidade, que impulsiona as partículas às regiões cuja velocidades são baixas, favorecendo sua captura pela superfície dos grãos do meio filtrante. Este mecanismo atua, principalmente, em partículas maiores, cuja densidade próxima à da água dificulta o mecanismo de sedimentação; e que, adicionalmente, possuem dimensões que dificultam a ocorrência de difusão.

(b) *Mecanismos de aderência*

Na medida que a água e as partículas no afluente são deslocadas em direção à superfície do meio filtrante (ou coletor), passam a agir não apenas fenômenos puramente físicos, mas também físico-químicos. Os mecanismos de aderência estão ligados à capacidade de aproximação de duas partículas e a sua interação com os grãos do leito filtrante. Atuando, principalmente, forças de van der Waals, forças de origem eletrostática, pontes de hidrogênio e adsorção (FERREIRA FILHO, 2017).

❖ *Forças de van der Waals*

Em linhas gerais as forças de van der Waals são efeitos de atração entre partículas de mesma carga, neutras ou de cargas opostas, com campo de atuação limitado a distâncias muito curta entre as partículas. A magnitude das forças de van der Waals, que é responsável pela adesão das partículas ao meio filtrante, são influenciadas pela dimensão e densidade das partículas afluente à unidade filtrante, de maneira que a redução da distância partícula-grão aumenta sua intensidade (LIBÂNIO, 2016).

❖ *Forças eletrostáticas*

Segundo Valencia (1972), a ação das forças eletrostáticas pode ser observada a partir de três aspectos:

O primeiro diz respeito a situações em que os grãos do meio filtrante possuem carga negativas e as partículas têm cargas positivas. Assim, haverá uma força atrativa entre os grãos e as partículas, de forma a aproximá-la aos grãos do meio filtrante podendo produzir atração e adesão.

O segundo trata-se de casos em que os grãos do meio filtrante são negativos e as partículas são neutras, nesta situação as barreiras de energia desaparecem e todo contato termina em adesão.

Por fim, há casos em que os grãos do meio filtrante e as partículas possuem carga negativa, logo, reinará forças de repulsão entre a partícula e o grão. No entanto, a ação hidrodinâmica pode aproximá-la ao grão de maneira que seja vencida as forças de repulsão e passe a atuar as forças de van der Waals, nestas circunstâncias pode haver adesão das partículas, mas com intensidades menores do que nas situações anteriores.

❖ *Pontes de hidrogênio*

A remoção de partículas pode ocorrer a partir da ligação de hidrogênio das moléculas de água e a superfície dos grãos. A utilização de auxiliares de filtração, normalmente compostos orgânicos naturais ou sintéticos, apoiam-se neste mecanismo para aumentar a aderência de partículas suspensas aos grãos do meio filtrante. A atuação das pontes de hidrogênios é observada a partir de segmentos estendidos das cadeias poliméricas aderidas às partículas que podem ser adsorvidos pelo grão do meio filtrante ou por outras partículas (LIBÂNIO, 2016; OULMAN; BURNS; BAUMANN, 1964).

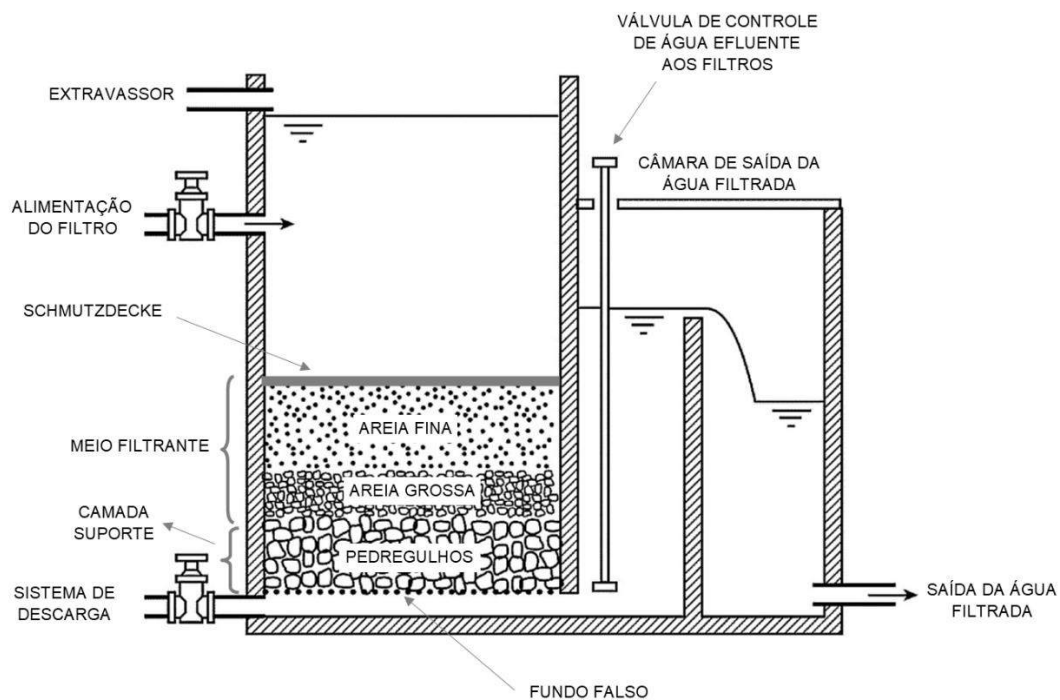
3.3 Filtração lenta

Os primeiros filtros lentos utilizados para o abastecimento de água foram construídos em Paisley, na Escócia, em 1804 e na Inglaterra em 1829. Nos EUA essa tecnologia começou a ser empregada durante as décadas de 1920 e 1930, sendo substituída nas décadas seguintes. A filtração lenta foi introduzida em algumas cidades do Brasil em meados do século XX. No

entanto, a deterioração da qualidade da água dos mananciais abastecedores fez com que muitas unidades de filtração lenta fossem reformuladas para operarem como filtros rápidos (RICHTER, 2009; KOHNE; LOGSDON, 2004; DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008).

Em linhas gerais, os filtros lentos são estruturas composta por dispositivos de entrada da água – com medição de vazão, câmara que contém o leito filtrante, tubulação de descarga do sobrenadante, extravasor, meio filtrante, camada suporte, sistemas de drenagem, tubulações, válvulas e acessórios de saída (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). A Figura 4 esquematiza um filtro lento cujo meio filtrante é constituído de uma camada de areia fina espessa e uma de areia grossa com menor espessura, camada suporte de pedregulho e sentido do fluxo descendente com o filtrado sendo recolhido por fundo falso.

Figura 4: Esquema de um filtro lento de areia.



Fonte: Adaptado de Bruni e Spuhler (2019).

A remoção de impurezas no início da operação, quando o leito filtrante se encontra limpo, é relativamente baixa, sendo necessário um período de maturação do filtro para que se forme uma camada biológica no topo da areia, denominada *schmutzdecke* – termo alemão que significa camada de sujeira. A formação dessa camada melhora a eficiência do tratamento e consequentemente a qualidade da água tratada (BRITO et al., 2005; DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999).

Adicionalmente, a *schmutzdecke* é a principal responsável pela remoção de microrganismos, tendo sua eficiência atrelada ao estágio de desenvolvimento em que se

encontra. Seu desenvolvimento depende, principalmente, da qualidade da água bruta e da taxa de filtração aplicada, de maneira que taxas elevadas desfavorecem o equilíbrio da comunidade biológica no meio filtrante, e consequentemente a formação de camada biológica efetiva no tratamento (URFER, 2017; HAIG et al., 2015; LI; ZHOU; CAMPOS, 2018).

3.3.1 Qualidade da água para filtração lenta e eficiência do tratamento

O processo de seleção da tecnologia de tratamento de água exige a compreensão dos fatores que influenciam no desempenho do tratamento. Esses fatores estão relacionados às características de projeto, aspectos de operação e manutenção, tipo de pré-tratamento empregado e a qualidade da água bruta (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Considerando que normalmente não se emprega coagulação química em águas para o tratamento por filtração lenta (OLIVEIRA; SCHNEIDER, 2019), torna-se particularmente necessário conhecer características da água bruta, como número e tamanho das partículas, teor de sólidos suspensos, turbidez, cor, concentração de algas, compostos orgânicos e metais como ferro e manganês etc. As características da água bruta recomendada por diversos autores para tratamento por filtração lenta são apresentadas no Quadro 1.

Quadro 1: Qualidade da água bruta para filtração lenta.

	Di Bernardo; Dantas (2005)	Cleasby (1991) apud Di Bernardo; Brandão; Heller (1999)	Richter (2009)
Turbidez	15 uT	5 uT	50 uT
Cor verdadeira	10 uC	-	20 uC
Ferro total	1,5 mg L ⁻¹	0,3 mg L ⁻¹	-
Manganês total	0,7 mg L ⁻¹	0,05 mg L ⁻¹	-
Sólidos suspensos totais	25 mg L ⁻¹	-	--
Coliformes totais	1000 NMP/100mL	-	2000 NMP/100mL
<i>Escherichia coli</i>	500 NMP/100mL	-	-
Algas em geral	500 UPA/mL	5 µg clorofila-a/L	-
Cianobactérias	500 UPA/mL	-	-
Cianotoxinas	3 µg L ⁻¹	-	-

Fonte: Autor (2020).

A presença demasiada de sólidos em suspensão e turbidez na água bruta afluenta aos filtros pode ocasionar problemas operacionais, prejudicando a qualidade da água produzida. Isso porque podem criar condições ambientais desfavoráveis para o desenvolvimento da biomassa que colonizam o meio filtrante, particularmente para os grupos de protozoários que são predadores de bactérias, reduzindo a eficiência de remoção de microrganismos patogênicos (LLOYD, 1996 apud DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008).

Adicionalmente, o excesso de partículas em suspensão da água bruta provoca diminuição da carreira de filtração e consequente aumento da frequência de limpeza da superfície do meio filtrante, visto que essas partículas provocam rápida obstrução dos poros da camada superior do filtro (ELLIOTT et al., 2015).

As limitações para cor verdadeira, que está associada à presença de partículas dissolvidas ou coloidais, baseiam-se na incapacidade de separação dessas partículas por processos unicamente físicos. Em geral, a remoção eficaz deste tipo de impurezas é feita por coagulação química, o que explica o baixo desempenho de filtros lentos na remoção de cor verdadeira (DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999).

As preocupações com a concentração de algas são justificadas pelo fato de que sua presença, seja na água bruta ou tratada, pode provocar problemas de sabor e odor. Além disso, as algas e seus subprodutos dissolvidos são potenciais precursores de trihalometanos (THM) – substâncias carcinogênicas formadas a partir da reação de compostos clorados com matéria orgânica dissolvida. A atenção a concentração de algas também diz respeito à toxicidade de algumas espécies de algas, denominadas cianobactérias. As substâncias liberadas por cianobactérias – cianotoxinas, induzem efeitos sobre a saúde que vão desde distúrbios gastrointestinais, irritação da pele, disfunção neuromuscular ou hepática, mau funcionamento dos rins até a morte (DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999).

Como dito anteriormente, a eficiência dos filtros lentos no tratamento de água depende de fatores como qualidade da água bruta e seu comportamento temporal, taxa aplicada, forma de operação, características do meio filtrante, entre outros. Sendo assim, não convém indicar eficiências globais para remoção da maioria dos parâmetros de qualidade da água, mas valores usuais encontrados na literatura. Gottinger et al. (2011), realizaram pesquisa exploratória sobre a eficiência do tratamento de água por filtração lenta e as remoções típicas encontradas nos filtros lentos convencionais estão apresentadas no Quadro 2.

Quadro 2: Eficiências de remoções típicas da filtração lenta.

Parâmetro	Concentração no efluente ou Eficiência de remoção	Referências
Turbidez	< 1 uT	Vischer (1990); Galvis et al. in Cleary (2005)
Cor verdadeira	25 – 40% 30 – 100%	Galvis et al. in Cleary (2005) Visscher (1990)
Matéria orgânica	60 – 75%	Visscher (1990)
Precursos de THM	< 25%	Galvis et al. in Cleary (2005)
Vírus	Virtualmente Ausente	Visscher (1990)
Coliformes fecais	95 – 100%	Visscher (1990)
Contagem padrão em placas (Contagem de Mesófilos)	96%	Bellamy et al. (1985)
Cistos de giárdia	Virtualmente Ausente	Bellamy et al. (1985)
Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>	99,8 – 99,99%	Hall et al. (1994), Ghosh et al. (1989), EES and TWU (1996) in Logsdon (2002)
Polivírus	99,997% (média)	Poynter and Slade in Logsdon et al. (2002)
Ferro e manganês	30 – 95%	Visscher (1990)

Fonte: Adaptado de Gottinger et al. (2011).

Diversos trabalhos abordam a eficiência de filtros lentos na remoção de algas/cianobactérias e cianotoxinas. Mello (1998) avaliou a capacidade de remoção de algas, por meio de filtração lenta a partir da medida indireta de remoção de clorofila-a. A autora observou eficiências médias de 81,0 a 95,4% para este parâmetro, em filtros lentos de areia operando com taxa de 3 m³/m²dia.

Sá (2002) utilizou filtro lento de areia convencional e com camada intermediária de carvão ativado (filtro sanduíche) para o tratamento de águas contendo *Microcystis aeruginosa* – espécie de cianobactéria de água doce capaz de produzir toxinas nocivas aos seres humanos, como microcistinas; e microcistinas dissolvidas. Os filtros convencional e sanduíche apresentaram desempenho semelhante na remoção de *M. aeruginosa*, com eficiência média superior a 99%, em relação a remoção de células de cianotoxinas microcistinas observou-se remoção de 100% e 75 a 99% para os filtros sanduíche e convencional, respectivamente. Também em filtros convencionais, Salati (2010) observou remoção de 27 a 43% de microcistinas e de 60 a 84% de *M. aeruginosa* medida indiretamente por concentração de clorofila-a.

Além disso, a filtração lenta associada à alguns tipos de pré-tratamentos têm apresentado resultados promissores na remoção de substâncias húmicas (TANGERINO, 2003), micropoluentes (ROSSI, 2010; ERBA et al., 2012), agroquímicos (ZANINI, 2010; ZORATTO, 2014) e metais pesados (FRANCO, 2015).

3.3.2 Aspectos operacionais e construtivos

Segundo Huisman e Wood (1974), filtros lentos devem conter, essencialmente: leito filtrante, fundo e sistema de drenagem, estrutura de contenção do meio filtrante e sobrenadante, e sistemas de controle dos filtros. Os autores ressaltam, também, que projetos de filtros lentos devem considerar se há necessidade de cobertura, aplicação de pré-tratamento, demanda de água presente e futura, escolha dos materiais, número de filtros necessários e áreas disponíveis.

Os filtros lentos podem operar com escoamento ascendente ou descendente, conforme ilustrou a Figura 1. Na filtração ascendente a água escoar no sentido dos grãos maiores (camada suporte) para os grãos menores (leito filtrante) sendo coletada por calhas instaladas na parte superior do filtro. Enquanto que na filtração descendente o fluxo da água ocorre no sentido dos grãos mais finos para os mais grossos, de forma que a água filtrada é coletada por dispositivos instalados no fundo do filtro (DI BERNARDO, 2003).

Em geral, os filtros lentos ascendentes são mais estáveis no tratamento de águas com picos de cor e turbidez e mais eficientes na remoção de cor e turbidez dado que a camada suporte também contribui para o tratamento. Em contrapartida, a remoção de microrganismos neste tipo de filtro é insipiente quando comparado ao filtro lento descendente, visto que em filtros ascendentes a formação da camada biológica – que desempenha papel efetivo na remoção de patógenos, é dificultada pelo sentido do fluxo, o que não ocorre em filtros descendentes (BRITO et al., 2005; MURTHA; HELLER, 2003).

De acordo com Di Bernardo, Brandão e Heller (1999) os filtros lentos podem operar com carga constante – quando dispositivos controladores mantêm o nível de água no filtro, e carga variável – nesse caso se permite que o nível de água no filtro sofra variações. Inicialmente, os filtros lentos eram projetados para operarem com carga constante, no entanto, estudos apontaram que filtros lentos com carga constante e variável possuem desempenho semelhante no tratamento de água. Essa constatação possibilitou o descarte de dispositivos de controle de nível, o que facilitou bastante a operação.

Sem os dispositivos de controle de carga, o nível de água do filtro varia em função do tempo de operação, de modo que apresenta valor mínimo no início da operação, quando o filtro está limpo, e máximo no fim da carreira de filtração, quando o filtro precisa ser limpo (DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999).

Além da dinâmica de carga de água disponível no filtro, o fluxo de água afluyente ao filtro também se manifesta na taxa de filtração aplicada. De acordo com Pyper e Longsdon (1995)

apud Murtha (1998), a taxa de filtração é o parâmetro que dá mais notabilidade a filtração lenta, pois é muito inferior à taxa aplicada em filtros rápidos. Esse parâmetro influencia diretamente no dimensionamento das unidades e por consequência, nos custos e área ocupada. Além de ser determinante na duração da carreira de filtração, turbidez afluyente e eficiência bacteriológica do processo, e perda de carga desenvolvida.

A escolha da taxa de filtração pelo projetista, para filtros lentos, deve levar em consideração aspectos de qualidade da água a ser tratada e características desejadas para o efluente. Tendo em vista que para água bruta com qualidade inferior, altas concentração de algas e cor, aplicam-se taxas menores, na medida que águas de boa qualidade permite a adoção de taxas superiores (MURTHA, 1998).

Recomenda-se que a determinação da taxa de filtração a ser adotada, seja realizada mediante testes em escala piloto, por período de tempo adequado para observar a ocorrência de todas as variações de qualidade da água bruta (ABNT, 1992). O Quadro 3 apresenta taxas de filtração recomendadas por alguns autores.

Quadro 3: Taxas de filtração recomendadas para filtros lentos.

Referência	Taxa recomendada (m ³ /m ² .dia)	Condicionantes
Huisman e Wood (1974)	2,4 a 9,6	-
Di Bernardo e Dantas (2005)	6,0 3,0 a 5,0 2,0 a 3,0	Turbidez da água afluyente ≤ 6 uT Turbidez da água afluyente entre 5 e 10 uT Turbidez da água afluyente ≤ 25 uT
Richter (2009)	1 a 7,5	-
Libânio (2010)	2 a 6	-
NBR 12216 (ABNT, 1992)	≤ 6,0	Pode ser maior em casos em que estudos em escala piloto apontem essa possibilidade

Fonte: Autor (2020).

No que se refere aos aspectos construtivos, os materiais utilizados devem ser estanques e inertes em meio aquoso. Podem ser confeccionados em alvenaria, concreto, alguns polímeros e fibras.

Por ocupar área considerável os filtros lentos costumam ser construídos apoiados ou semienterrados, sendo necessários bombeamentos a depender do *layout* adotado. Além de aplicação coletiva para o tratamento de água, os filtros lentos podem ter suas dimensões reduzidas para atender demandas específicas, como a de uma residência. Nesse caso, são denominados como Filtros Lentos em escada Domiciliar (FLD), podendo ser construídos de concreto, fibras de vidro, tubos de policloreto de vinila (PVC) etc.

Freitas (2017) propôs o uso de FLD em comunidades isoladas simulando os aspectos operacionais de alimentação contínua e intermitente de água bruta. A autora observou não haver diferenças significativas na eficiência de filtros operadores com alimentação contínua e intermite – desde que haja manutenção de lâmina mínima de água no topo da camada filtrante, alcançando remoções de 81% para turbidez, 48% para cor aparente e valores superiores a 99% de remoção de coliformes totais. Adicionalmente, obteve durações de carreira de filtração acima de 50 dias, proporcionadas pela aplicação de manta de feltro no topo da camada filtrante.

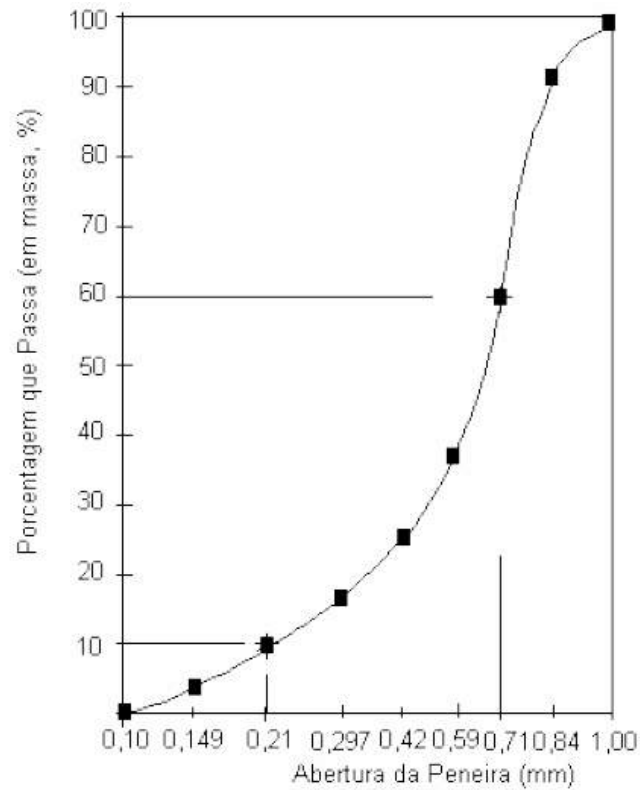
Em trabalho semelhante, Terin (2017) endossou o argumento de que filtros lentos de fluxo contínuo e intermitente possuem desempenhos estatisticamente semelhantes, observando eficiência de remoção na ordem de 83% e 98% para turbidez e cor aparente, respectivamente. Além disso, obteve redução mínima de 98,19% de células de microcistinas.

3.3.3 *Meio filtrante*

A tecnologia de tratamento de água para abastecimento por filtração lenta evoluiu significativamente desde sua criação. Diversas pesquisas foram realizadas para definir quais características da areia empregada como meio filtrante maximizam a eficiência do tratamento, concluindo que materiais com tamanhos dos grãos compreendidos entre 0,08 e 1,0 mm, tamanho efetivo entre 0,15 e 0,30 mm e coeficiente de desuniformidade menor que 5,0 (sendo recomendado entre 2 e 5) são ideais para filtros lentos. Os parâmetros supracitados são obtidos a partir da curva granulométrica, que relaciona, no eixo da abscissa, as aberturas da série de peneiras, em escala logarítmica, as quais a amostra de areia é submetida; e no eixo da ordenadas a porcentagem de areia, em massa que passa em cada peneira (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008).

O procedimento de análise granulométrica encontra-se descrito com mais detalhes no Item 4.2.1(a). A Figura 5 apresenta uma curva típica de distribuição granulométrica de areia comumente utilizadas em filtros lentos, enquanto que o Quadro 4 condensa os parâmetros de especificações.

Figura 5: Curva granulométrica da areia comumente utilizada em filtros lentos.



Fonte: Di Bernardo; Brandão; Heller (1999).

Quadro 4: Especificações da areia regularmente utilizada na filtração lenta.

Parâmetro	Valor usual
Espessura da camada (m)	0,6 a 0,9
Tamanho dos grãos (mm)	0,104 a 1,0
Coefficiente de desuniformidade	2 a 4
Tamanho efetivo (mm)	0,15 a 0,30
Coefficiente de esfericidade	0,7 a 0,8
Porosidade inicial (%)	0,38 a 0,40
Massa específica (T/m ³)	2,6 a 2,7

Fonte: Di Bernardo; Sabogal Paz (2008).

Os avanços nos estudos voltados à filtração lenta não se limitam às características da areia. Pesquisas vêm sendo realizadas com materiais com potencial para substituir, integralmente ou parcial, a areia comumente utilizada, sem que represente perdas na eficiência do tratamento. Ocorrendo que em muitos casos observa-se benefícios adicionais aos filtros lentos tradicionais.

O emprego de camada intermediária de carvão ativado, por exemplo, favorece a remoção de matéria orgânica dissolvida, o que geralmente não é observado em filtros lentos com meio filtrante composto exclusivamente por areia (DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999).

Ademais, Zanini (2010) observou que a filtração lenta seguida por filtros biológicos de carvão é efetiva na remoção de herbicida atrazina, com eficiência de remoção próxima a 100%.

Outro material apto a substituir a areia em filtros lentos são as mantas sintéticas não tecidas. Segundo Di Bernardo e Sabogal Paz (2008), as principais vantagens e características do uso de mantas não sintéticas são:

- mantas sintéticas não tecidas são facilmente caracterizadas pela porosidade, diâmetro das fibras, superfície específica e espessura;
- a filtrabilidade da manta pode ser estimada matematicamente;
- o uso de mantas no topo da camada filtrante de areia permite a aplicação de maiores taxas ($6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$) sem que haja penetração de impurezas na camada de areia seguinte;
- a espessura da camada de areia pode ser reduzida com o emprego de mantas;
- a duração da carreira de filtração de um filtro lento com manta chega a ser cinco vezes mais longa quando comparada a filtros convencionais, operando com as mesmas taxas;
- a manta, por si só, remove cerca de 90% das impurezas;
- a limpeza de filtros lentos com mantas consiste, basicamente, na retirada e lavagem da manta superficial, sendo a necessidade de raspagem da camada de areia bem menos frequente.

No que concerne à substituição total da areia por mantas sintéticas não tecidas, Santos (2015) concluiu que filtros lentos com leito filtrante exclusivamente de mantas não tecidas possuem desempenho estatisticamente semelhante aos filtros tradicionais de areia, sendo viável sua substituição. A autora observou que os mecanismos de remoção de cor, turbidez e bactérias são ótimos, respectivamente, nos primeiros 25, 20 e 15 cm da camada filtrante.

Além desses, há uma diversidade de trabalhos que avaliam a aplicação de novos meios em leitos de filtros lentos, como pode ser consultado no Item 3.3.6.

3.3.4 *Schmutzdecke*

Durante a operação de filtros lentos forma-se na superfície do meio filtrante uma camada de material fosco, na sua maioria de origem orgânica, denominada *schmutzdecke*. Esta camada abriga uma variedade de formas de vida como algas, plânctons, diatomáceas, protozoários, rotíferos, bactérias etc. Estas formas de vida são responsáveis pela intensa atividade biológica,

a qual compete capturar, digerir e quebrar a matéria orgânica presente na água durante sua passagem pelo meio filtrante (HUISMAN; WOOD, 1974).

Antes da formação da camada biológica, a remoção de impurezas é realizada por mecanismos físicos, com predominância da coagem e subsequente catabolismo de matéria orgânica (PFANNES et al., 2015). De sorte que os grãos finos da areia comumente utilizada em filtros lentos em relação a filtração rápida, induzem retenção considerável de partículas no topo da camada filtrante. Mesmo que não se trate da primeira carreira de filtração, há produção de efluente com qualidade insatisfatória por certo tempo, até que a camada biológica esteja completamente desenvolvida, podendo levar de dias à semanas para ocorrer (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008; DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999).

No estágio inicial a remoção de partículas é realizada por adsorção na camada filtrante, com o amadurecimento do filtro passam mecanismos de biodegradação (ZHANG; HE; ZHENG, 2018). Segundo Vargas (2004) as bactérias predadoras, transportadas pela água, utilizam a matéria orgânica disponível no afluente como fonte de alimento e se multiplicam. Essas bactérias utilizam parte da matéria orgânica para seu metabolismo e parte para seu crescimento, sendo que os subprodutos dessas ações podem ser utilizados por outros microrganismos.

Ainda, o autor ressalta que o desenvolvimento bacteriológico é limitado pela concentração de matéria orgânica na água bruta e é acompanhado por fenômeno de mortalidade concomitante, que resulta na liberação da matéria orgânica oriunda de microrganismos mortos para serem usadas pelas bactérias em camada mais profundas, dessa maneira, a matéria orgânica presente na água bruta é gradualmente decomposta.

Bellamy, Hendricks e Logsdon (1985) e Haig et al. (2015) observaram que a eficiência global de filtros lentos tem forte relação com o grau de amadurecimento das comunidades biológicas na *schmutzdecke*, à medida que filtros com camada biológica plenamente desenvolvida são efetivos na remoção de bactérias patogênicas, além de produzirem redução satisfatória da cor e turbidez.

A remoção de patógenos em filtros lentos está atrelada às relações de predação devido à atividade na *schmutzdecke* e abaixo dela, caracterizada, principalmente, pela predação por protozoários; morte pela limitada disponibilidade de oxigênio na coluna de areia; lise celular; e por processos físicos como sedimentação e sorção (SINGER; SKINNER; CANTWELL, 2017; WEBSTER; FIERER, 2019).

De acordo com Brito et al. (2005), a ação da *schmutzdecke* reflete na qualidade da água efluente, de sorte que os primeiros 45 cm do leito filtrante são responsáveis pelas maiores remoções de microrganismos, corroborando com a dinâmica bacteriológica nos primeiros centímetros da camada de areia exposto por Pfannes et al. (2015), cujo trabalho apontou a *schmutzdecke* e os primeiros 5 cm abaixo dela como a região com maior remoção de microrganismos patogênicos.

3.3.5 Métodos de limpeza

Os métodos de limpeza de filtros fundamentam-se na retirada de impurezas retidas no meio filtrante. Como em filtros lentos a maior densidade de impurezas encontra-se na superfície do meio filtrante, em função do desenvolvimento da camada biológica, os primeiros métodos de limpeza apoiaram-se no procedimento de raspagem de camada superficial da areia. No entanto, por ser um método pouco prático, vêm sendo realizados estudos no sentido de substituir a tradicional raspagem por técnicas como retrolavagem e descarga de fundo.

Di Bernardo e Dantas (2005) relatam que o método de raspagem consiste na remoção de 1 a 2 cm do topo da areia, de forma manual ou mecanizada. A areia retirada é lavada e armazenada para ser reposta quando, após várias raspagens, a espessura da camada de areia diminuir para cerca de 60 cm, no caso em que o meio filtrante possui apenas areia.

A reposição da areia deve ser realizada de forma correta, visto que a areia retirada durante a raspagem possui comunidade microbiológicas remanescentes, sendo recomendada que sua disposição seja feita sobre a camada de areia limpa, a fim de que a atividade biológica seja reiniciada rapidamente quando o filtro entrar em operação novamente. Quando mantas são utilizadas no topo da camada filtrante, basta removê-la para lavagem e antes de recolocá-la realizar escarificação do topo da areia (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

O sistema de limpeza de filtros por retrolavagem baseia-se na inserção de água a contracorrente, ou seja, no sentido de fluxo contrário ao de filtração – normalmente ascendente, com vazão capaz de promover a expansão do meio filtrante e consequente desprendimento e carreamento das impurezas retidas durante a filtração (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 1991). A limpeza por retrolavagem possui eficiência reconhecida em filtros rápidos, sendo a principal técnica de lavagem aplicada em ETA's convencionais. Entretanto, pesquisas avaliaram o emprego dessa técnica também em filtros lentos.

Ao comparar filtros lentos descendentes com limpeza tradicional (raspagem superficial) e por retrolavagem, Pizzolatti et al. (2015) concluíram que mesmo apresentando eficiência de tratamento ligeiramente inferior a filtros com limpeza tradicional, o procedimento de retrolavagem são atrativos para limpeza de filtros lentos com até 93 m², dada a facilidade desse tipo de operação.

Adicionalmente, o volume de água consumido e o tempo de lavagem necessário em filtros com limpeza por fluxo invertido são menores quando comparados a filtros com lavagem tradicional (MICHELAN, 2010). Logo, a retrolavagem é uma técnica de limpeza interessante também para filtros lentos, desde que os parâmetros de projetos não ocasionem ônus significativos de qualidade da água efluente e duração da carreira de filtração.

Outra técnica, a limpeza por descarga de fundo está associada a filtros de fluxo ascendente. Consiste em interromper a carreira do filtro, por curto intervalo de tempo, ou seja, cessar a entrada de água no sistema, e por manobras hidráulicas promover a descarga da água pelo fundo do filtro. Esse procedimento permite, basicamente, a remoção do material retido na camada suporte e nos primeiros centímetros da camada de areia (DI BERNARDO, 2003).

Ao trabalhar com filtros lentos de fluxo ascendente, Souza (2015) concluiu que a técnica de descarga de fundo por si só não é suficiente para a limpeza satisfatória dos filtros, mas que sua associação com retrolavagem apresenta resultados promissores, pois quando a mesma antecede a retrolavagem diminui as resistências a fluidificação/expansão do meio filtrante, atuando como facilitadora do processo.

Outra técnica de limpeza, essa com mais potencial do que a retrolavagem, descarga de fundo e raspagem, é o método de agitação de superfície. Segundo Singer, Skinner e Cantwell (2017), o método consiste na agitação rápida dos primeiros milímetros (não mais do que 1 cm) da superfície da areia e drenar o sobrenadante com as partículas em suspensão. Com esse método, o tempo de recuperação dos filtros foi menor do que os demais métodos. Além disso, os filtros com esse tipo de limpeza apresentaram maior remoção de coliformes totais e turbidez na reinicialização.

3.3.6 Estudos de casos: filtros lentos modificados com materiais não convencionais

Kumar et al. (2019) aplicaram três de resíduos agroindustriais: lodo desidratado (DSF), fibras de cânhamo (HFF) e resíduos de celulose e papel (PFF) como camada filtrante de topo

em filtros lentos e compararam sua eficiência com a de filtros lentos tradicionais. Os autores observaram que os filtros modificados com resíduos foram mais eficientes do que o filtro convencional em todos os parâmetros monitorados. Para concentração de coliformes totais, por exemplo, os filtros DSF, HFF e PFF removeram, em média, 92,7%, 83,1% e 84,5%, respectivamente, ao passo que o filtro convencional removeu 54,8%. Além disso, a média turbidez dos efluente dos filtros com resíduos variou entre 1,0 NTU e 0,9 NTU, enquanto o filtro convencional apresentou efluente com turbidez média de 4,1 NTU.

Ademais, os autores ressaltam que a utilização de resíduos agroindustriais no topo da camada filtrante potencializa a remoção de patógenos por sua elevada área superficial e devido ao tamanho dos poros desses materiais serem inferiores aos da areia; e contribui para formação de uma camada biológica mais ativa.

Letshwenyo e Lebogang (2019) avaliaram o desempenho de um sistema constituído de pré-filtro, cujo meio filtrante era formado por camadas de cinzas de clínquer e pedregulhos, e filtro lento como meio filtrante composto por duas camadas, areia no topo e escória abaixo dela. O experimento durou 17 semanas, sendo observado de 45 a 100% de remoção de coliformes totais e de 95 a 100% para remoção de coliformes termotolerantes.

Jayalath, Miguntanna e Perera (2016) optaram por não estratificar a camada de materiais alternativos e sim misturá-los com a areia. Dessa forma, construíram dois filtros de pedriscos com camada intermediária composta pela mistura de areia e pedrisco laminados (Configuração 1) ou pela mistura de areia e tijolos queimados (Configuração 2), ambas as misturas com traço 1:1. A taxa de filtração aplicada era de 3,84 m³/m².dia. Os autores observaram que a eficiência na remoção de turbidez aumenta com valor da turbidez da água afluente. Para água bruta com até 60 NTU a primeira configuração de filtro conseguiu remover, em média, 79,34%, enquanto que a segunda 90,18%.

Zhao et al. (2019) também operaram filtros com meio filtrantes de mistura de areia e materiais alternativos. Neste caso, foram construídos cinco filtros. Um filtro tradicional com meio filtrante de areia; outro com leito filtrante de mistura de calcário triturado e argilas vermelhas (traço 7:4); um com tijolo triturado e argila vermelha (traço 7:4); e dois com recheio de pó de tijolos. Dos substratos utilizados, pó de tijolos aparenta ser o melhor para desenvolvimento da camada biológica. Além disso, esse material se comporta como excelente adsorvente, além de ser propício ao crescimento da biota microbiana.

Outrossim, Śmiech et al. (2018) compararam a eficiência de remoção de arsênio em três tipos de filtros lentos: um filtro lento tradicional de areia, outro com camada superior constituída de mistura de areia e matéria de ferro corrosivo seguida de camada de areia (*slow-sand filters* - CIM), e o terceiro preparado de forma análoga ao anterior, mas com camada superior formado a partir da mistura de ferro revestido e areia (*iron-coated sand* - ISC), todos com camada suporte de cascalho e areia grossa. O sistema operou com taxa de filtração de aproximadamente 3 m³/m².dia, fluxo descendente contínuo, a água bruta possuía concentração média de arsênio na ordem de 200 µg L⁻¹.

O primeiro filtro não apresentou redução de arsênio, enquanto o filtro ISC resultou em efluentes com concentração média deste parâmetro na ordem de 50 µg L⁻¹, porém acima do recomendado pela Organização Mundial da Saúde, que é de 10 µg L⁻¹. Em compensação o filtro CIM adequou a água bruta a esta diretriz durante toda duração do experimento, podendo ser recomendado para remoção desse tipo de impureza.

A incorporação de metais na areia para aplicação como camada filtrante também foi objeto de estudo de Delgado-Gardea et al. (2019). Esses autores avaliaram o desempenho de filtros com meios filtrantes constituídos de mistura de areia e ferro, areia e cobre e areia e latão (SSF4), em comparação com filtro lento de areia tradicional (SSF1). Os resultados indicaram não haver diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos. De modo que todos podem ser utilizados no tratamento de água dado seu potencial na remoção de turbidez, sólidos totais dissolvidos e coliformes.

Maharjan et al., (2016) compararam a eficiência de dois filtros no pós-tratamento de efluentes de Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente - UASB, o primeiro (SSF) era constituído, de baixo pra cima, por camada de esferas de vidros (2 cm), cascalho grosso (5 cm), areia grossa (5 cm), carvão fino (5 cm) e areia fina (10 cm). O segundo (SSpF) é semelhante ao primeiro, porém, a camada de areia fina foi reduzida para 5 cm e adicionou-se ao topo uma camada de esponja (6 cm).

Os autores obtiveram desempenho semelhante entre os filtros. Ambos foram capazes de remover 99,99% de coliformes totais e *E. coli*, 96,66% de coliformes termotolerantes, além de remoções significativas de Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO e Demanda Química de Oxigênio – DQO, acima de 90%. Porém, o filtro SSpF conseguiu remover mais contaminantes, característica atribuída à elevada área superficial da esponja, que pode ter propiciado melhorias na eficiência do sistema.

Anajali, Shriharia e Sunil (2019) substituíram integralmente a areia por escória com 58% de porosidade, em um filtro com camada suporte de cascalho de 10 cm de altura e leito filtrante de 40 cm de espessura, para ser usado em regiões com pouca disponibilidade de areia. O sistema promoveu a redução de dureza (35%), sulfato (83%), nitrato (71%), cloretos (28%), ferro (94%), além de efluentes com média de cor e turbidez praticamente nulas.

Os autores destacaram o potencial desse filtro na remoção de nitritos e clores, já que os filtros tradicionais não removem satisfatoriamente essa substância, pois a escória utilizada pode atuar como resina de troca aniônica, o que ajuda a reduzir íons. Ainda, fatores como precipitação química e adsorção contribuem na remoção de impurezas dissolvidas.

Sizirici et al., (2019) avaliaram a eficiência de filtros lentos com camada intermediária de cascalho revestido com óxido de ferro (IOCG). Foram montados dois filtros, o primeiro, filtro controle, possuía na sua caixa filtrante camada de cascalho, pedrisco, areia grossa e areia fina. O segundo possuía a mesma configuração, mas a camada de pedregulho foi substituída por uma camada de IOCG de igual espessura. Ficou demonstrado não haver diferenças estatísticas significativas entre o desempenho dos filtros no tratamento da água. Sendo que ambos apresentaram remoção superior a 90% para os parâmetros turbidez, coliformes totais, *E. coli*, e metais.

Grace, Healy e Clifford (2016) estudaram a performance de filtros com novos meios filtrante, com montagem de três sistemas piloto. O primeiro era constituído de areia grossa com 0,33 m de espessura, zeolita (0,33 m) e resíduos de bauxita (0,33 m); o segundo possuía camada de areia grossa (0,25 m), zeolita (0,25 m), carvão ativado granular (0,25 m) e cinzas volantes (0,25 cm); o terceiro se tratava de filtro lento areia tradicional. Os filtros modificados obtiveram desempenho semelhante ou superior ao filtro controle, para turbidez, por exemplo, a água efluente aos filtros, possuía, em média, 6 NTU, 4 NTU e 2 NTU, na ordem que foram apresentados.

A bauxita como meio filtrante também foi objeto de estudo de Urfer (2017). O autor avaliou o efeito da profundidade da camada de bauxita sobre o desempenho dos filtros. Foi observado relação direta entre a profundidade da camada de bauxita e a remoção de coliformes e patógenos, de maneira que quanto mais espessa, maior era a eficiência. Os autores atribuem o melhor desempenho ao fato de que a carga superficial das partículas de bauxitas é menos negativa do que a da areia, assim a força de repulsão entre os grãos e as impurezas, que geralmente possuem carga negativa, é menor. Ademais, outro fato importante é que não houve a lixiviação de alumínio e de outros metais pesados durante a filtração, nem mesmo no filtro

constituído somente de bauxita, o que contribui para seu emprego como meio filtrante com segurança.

Zipf, Pinheiro e Conegero (2016) confrontaram a eficiência de filtro lento convencional e filtro lento com meio filtrante de resíduo de ardósia. O primeiro foi mais eficiente na remoção de turbidez e cor aparente, no entanto o segundo foi melhor na remoção de DBO e DQO. De modo geral, os desempenhos dos sistemas foram similares, os testes estatísticos realizados sugeriram não haver diferenças estatisticamente significativas entre a eficiência do filtro de areia e ardósia. Dessa forma, concluiu os autores, a substituição da areia por ardósia em filtros lentos pode ser uma destinação viável para esse resíduo.

Nascimento, Pelegrini e Brito (2012) construíram e avaliaram um filtro lento em escala laboratorial, em que o meio filtrante era constituído de areia e mantas sintéticas não tecidas, e camada suporte de pedregulho. A água utilizada era proveniente de lagoa, e foi filtrada com taxa de filtração de $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, com fluxo descendente. Dentre os principais resultados observou-se redução média de 90% da turbidez, e 50% para cor e matéria orgânica. Os autores ressaltam que a eficiência do tratamento associada à simplicidade da construção, operação e manutenção demonstram o potencial dos filtros lentos para utilização no tratamento de água em pequenas comunidades rurais.

No trabalho de Franco (2015), verificou-se a eficiência do tratamento por meio de coagulação/floculação, tendo como agente coagulante a semente da planta *Moringa oleifera*, seguida de filtração lenta em não tecidos, operando em sistema piloto (escala laboratorial), com taxa de $6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$. Dentre os principais resultados, destacam-se a redução de 76%, 74% e 50% das concentrações de Zinco, Cobre e Cádmio, nesta ordem. Ademais, o autor resalta que o filtro lento com meio filtrante não tecido é eficiente na remoção de metais pesados, mesmo na ausência de algum tipo de tratamento prévio, para taxa de filtração aplicada.

3.4 Materiais não convencionais

Na escolha dos materiais não convencionais a serem empregados como meio filtrante busca-se avaliar aspectos econômicos, técnicos e ambientais, com maior apelo para o último. Em geral, procura-se aplicar materiais que se caracterizam como resíduos de atividades econômicas de destaque no país, cuja coleta, reciclagem, reutilização, reaproveitamento ou destinação ainda não estão amplamente difundidas e aplicadas. E, complementarmente, a

exploração de características técnicas desses resíduos que podem ser vantajosas sob a ótica do tratamento de água. A exemplo, segue alguns tipos de materiais que atuam como materiais não convencionais, na função de meio filtrante.

3.4.1 Fibras de coco

O coqueiro (*Cocos nucifera* L.) se originou no sudeste Asiático, sendo introduzidos no Brasil em 1553, pelos portugueses. As principais variedades são coqueiro-gigante, coqueiro-anão e coqueiro-híbrido. O coqueiro-gigante foi a primeira variedade a ser difundida no país, sendo superada pelas anãs e híbridas para atender a demanda crescente por água de coco, principalmente no litoral (FONTES, 2006).

De acordo com a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), em 2017, os cinco maiores produtores de coco eram: Indonésia (18.983.378 t), Filipinas (14.049.131 t), Índia (11.469.837 t), Sri Lanka (2.575.230 t) e Brasil (2.342.942 t). Além disso, o Brasil era responsável por mais de 80% da produção de coco da América do Sul, e maior produtor mundial de coco verde (FAO, 2017; MACHADO; DAMM; FORNARI JUNIOR, 2009).

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 2018, a produção de coco no Brasil ocupava área de quase 200.000 hectares, cuja produção rendeu aproximadamente um bilhão de reais. Neste tipo de cultura, a região Nordeste é hegemônica, dado que mais de 70% da produção nacional provem dessa região. Dentre os estados do nordeste, Sergipe produz cerca de 174.364.000 unidades de coco por ano, responsável pela 3ª maior produção, sendo superado, apenas, pelos estados do Ceará (254.161.000 unidades/ano) e Bahia (344.782 unidades/ano). Em Sergipe, o município de Estância é o maior produtor de coco, 47.112.000 unidades/ano, ao passo que a capital, Aracaju, ocupa a 31ª posição (BRASIL, 2018b).

Os altos índices de produção de coco traduzem o grande mercado consumidor que esse produto possui, e como consequência reflete na quantidade de resíduo que é gerada. Estima-se que do volume total produzido apenas 15% é efetivamente consumido, o resto vira resíduos e, em muitos casos, vão parar em aterros sanitários onde levam, em média, oito anos para se degradarem (MACHADO; DAMM; FORNARI JUNIOR, 2009).

O resíduo de coco verde é constituído de casca espessa e fibrosa chamada mesocarpo e, em muitos casos, pelo seu fruto imaturo (quando ainda não se apresenta tão duro e rígido)

denominado endocarpo (MATTOS et al., 2011). O resíduo de casca de coco, especialmente as fibras de coco, possuem potencial valor agregado devido sua versatilidade técnica que viabiliza as mais diversas aplicações, a citar: reforços em materiais, isolamento térmico e acústico, produção de mantas e retentores de sedimento, confecção de telhas ecológicas, produção de vasos e artesanato, cobertura morta, produção de briquetes, produção de papel etc (BONAMONE et al., 2019).

Ademais, há relatos do emprego de resíduos de coco no tratamento de água/efluentes baseados na sua capacidade de remover contaminantes a partir de sua alta porosidade, capacidade sorção (absorção e adsorção simultaneamente) (ARAGÃO; SANTOS; ARAGÃO, 2005; CALDAS; VIANA; SANTOS, 2017). Além disso, estudos apontam que as fibras de coco possuem tanino em sua composição, essa substância pode ser liberada em meio aquoso e ser utilizada como agente de coagulação para remoção de contaminantes particulados (PERONI et al., 2019; ALVES et al., 2016).

3.4.2 *Maravalha*

Calcula-se que negócios com produtos florestais madeireiros movimentou, no Brasil, cerca de 18,5 bilhões de reais, equivalente à comercialização de 281.941.668 m³ de madeiras, sendo que pouco mais da metade desse volume (56%) era destinada a produção industrial (SNIF, 2019). Segundo Touto (2009), essa atividade industrial gera 30 milhões de toneladas de resíduos por ano, sendo a industrial madeireira responsável por 91% desse total, a construção civil por 3% e o meio urbano 8%.

De acordo com Fontes (1994), os resíduos madeireiros podem ser classificados como: lenha – resíduos de maiores dimensões; cavacos – possuem dimensões máxima de 50x20mm, maravalhas – resíduos com dimensões inferiores a 2,5mm resultantes, principalmente, do processo de frisagem; serragem – partículas de madeiras com dimensões entre 0,5 e 2,5mm; pó – resíduos cujas dimensões são inferiores a 0,5mm.

Em contraste à antiga atividade de simples incineração como destinação aos resíduos madeireiros, já se utiliza esse material em diversas aplicações, tais como: compostagem, forragem de granjas e estábulos, recuperação de solos, produção de energia, resíduo estruturante, produção de carvão, produção de painéis, produção de briquetes, produção de papel e artesanato (NAIME et al., 2003).

A árvore *Dinizia excelsa* Ducke, também denominada, no Brasil, como angelim-vermelho, e angelim-pedra pela comunidade internacional, ocorre, principalmente, nos estados do Amazonas, Acre, Amapá, Pará e Rondônia, e na Guiana, Guiana Francesa e Suriname. Sua madeira apresenta vazios visíveis a olho nu, consistidos de pequenos à médios poros distribuídos de maneira difusa, de forma isolada, múltipla ou em cadeias (IPT, 1989).

Antonelli (2015) e Müller et al. (2019) materializaram a potencial capacidade de adsorção desse material poroso, ao utilizarem resíduos de Pinus, na remoção de contaminantes da água durante o processo de filtração. Já que, uma vez comprovando sua eficácia, têm uma nova destinação para este resíduo ainda pouco aproveitado em ambientes urbanos.

3.4.3 Carvão vegetal

O carvão vegetal é empregado largamente na produção de energia nos mais diversos setores industriais. A queima da biomassa para fabricação de carvão causa alterações na sua estrutura física e nos seus componentes químicos, de modo a transformar a biomassa em material mais eficiente na combustão, e em muitos casos, na remoção de contaminantes em gases e líquidos, como ocorre com o carvão ativado (SOARES et al., 2014).

O carvão ativado atua na remoção de poluentes a partir da sua capacidade de adsorção, graças a sua estrutura poroso e elevada área superficial. O carvão ativado é uma evolução do carvão vegetal enquanto adsorvente (BHATNAGAR; SILLANPÄÄ, 2010). Esse tipo de material atua, no tratamento de água e efluentes, na remoção de odor e sabor (MIMURA, 2010), antibióticos (HUANG et al., 2020), fármacos (LI et al., 2020), matéria orgânica (TRUONG et al., 2020), metais pesados (ZHU et al., 2020), cor (ZAZYCKI et al., 2019), turbidez (KHIARI et al., 2020), dentre outros. Diversos materiais podem ser empregados na produção desse tipo de adsorvente, inclusive cascas, caroços de frutos, palha e resíduos de madeira como a cortiça (MOURÃO; CARROTT; CARROTT, 2007).

A cortiça consiste da casca da árvore sobreiro, dentre suas características estão leveza, impermeabilidade, durabilidade, compressibilidade, resistência à ácaros e passagem de gases, isolamento térmico e acústico, cuja sua principal destinação é a fabricação de rolhas de vinho (APCOR, 2019). Além disso, estudos recentes apontam que a cortiça pode atuar como biossorvente tanto in natura (KRIKA; AZZOUZ; NCIBI, 2016; MALLEK et al., 2018) quanto na forma de carvão ativado (CARROTT; CARROTT; MOURÃO, 2006; NOVAIS et al., 2018).

De acordo com a Associação Portuguesa da Cortiça – APCOR, no mundo, cerca de 2.139.942 de hectares são dedicados à cultura do sobreiro, sendo que Portugal concentra 23% desse montante, se notabilizando como maior produtor mundial de cortiça. Nesse país, a indústria corticeira movimentou, em 2017, mais de 815 milhões de euros, sendo as rolhas de cortiça seu principal produto (APCOR, 2018). As rolhas de cortiças são um produto natural que pode ser reciclado ou reutilizado. Países como Portugal, Espanha, França, Reino Unido, Itália, EUA, Austrália, Alemanha e Bélgica já possuem empresas que fazem a reciclagem desse produto (APCOR, 2019).

Não existe nenhum programa de reciclagem de rolha de vinho no Brasil. Desse modo, pode-se empregar esse material na fabricação de carvão como forma de destinação para esse resíduo, visto que atualmente não são descartados adequadamente e vão parar nos aterros sanitários. Obviamente, o carvão obtido pela simples queima desse resíduo possui características diferentes do carvão ativado, uma vez que para este último são empregadas técnicas mais avançada e controle rigoroso. No entanto, ao submeter esse material à queima pode-se obter melhorias na sua capacidade de adsorção, bem como a remoção de possíveis contaminantes voláteis passíveis de serem carregados à água quando utilizados como meio filtrante.

3.4.4 Resíduo cerâmico

De acordo com dados do IBGE, a atividade de fabricação de produtos cerâmicos movimentou cerca de R\$ 2,2 bilhões em 2017, sendo que a produção de telhas e blocos corresponde a 14% desse montante. Ainda, foram produzidos mais de um milhão de milheiros de blocos cerâmicos naquele ano (BRASIL, 2018b). Dessa forma, tendo em vista que a cada milheiro de bloco cerâmicos produzidos são desperdiçados, em média, 10% desse material (SOUZA et al., 2018), assim, considerando o peso típico do milheiro, 2.000 kg, foram gerados mais de 425 mil toneladas de resíduos de blocos cerâmicos no ano de 2017.

O volume considerável de resíduo cerâmico gerado e seu incipiente aproveitamento instigam os pesquisadores a buscarem formas de aproveitá-los. Neste sentido, vários pesquisadores já utilizam esse resíduo na incorporação em argamassas (TORRES; MATIAS, 2016), em concretos (PASSOS, 2019), na produção de cimento (FROHLICH, 2019), na reincorporação na massa cerâmica (OLIVEIRA et al., 2016) etc. Além disso, alguns estudos se apoiam na porosidade do material cerâmico e de sua capacidade de adsorção para aplicá-los na

remoção de contaminantes da água/efluentes como fizeram (MUTER et al., 2017) para produtos farmacêuticos, Wu et al. (2016) e Domingui et al. (2014) para corante azul de metileno e Gava (2018) para remoção de fósforo.

Posto isso, a utilização de resíduos cerâmicos como camada filtrante é fundamentada pelas mesmas razões atribuídas aos materiais anteriores, ou seja, baseia-se na expectativa de que o poder de adsorção desses materiais não convencionais contribua, de alguma forma, para aumentar a eficiência de filtros lentos, de modo a se justificar sua destinação para esse fim.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Considerações iniciais

Para o desenvolvimento desta pesquisa foram confeccionados seis filtros com diferentes composições de meio filtrante, a citar: filtro lento com meio filtrante de areia (FLC); de fibras de coco (FLFC); de areia com camada intermediária de fibras de coco (FLSFC); de areia com camada intermediária de maravalha de madeira angelim-vermelho (FLSM); de areia com camada intermediária de carvão vegetal caseiro de rolhas de cortiças (FLSCV) e de areia com camada intermediária de resíduos cerâmicos (FLSRC). Sendo a camada suporte de britas graduadas comum a todos os filtros. Os sistemas piloto do estudo estão ilustrados na Figura 6.

No que se refere às siglas utilizadas para representar cada filtro: as duas primeiras letras “F” e “L” dizem respeito aos termos “filtro” e “lento”; a letra “S” refere-se ao tipo de filtro empregado, de modo que filtros do tipo “sanduíche” apresentam essa letra em suas nomenclaturas, o que não acontece nos filtros com meio filtrante único; por fim, as letras que sucedem “FL” ou “FLS” fazem alusão ao tipo de material empregado no meio filtrante (C – convencional, FC – fibras de coco, M – maravalha, CV – carvão vegetal e RC – resíduo cerâmico).

Figura 6: Filtros lentos utilizados.



Fonte: Autor (2020).

Os materiais de composição dos meios filtrantes foram caracterizados fisicamente, ao passo que a camada suporte foi caracterizada de acordo com o tamanho dos grãos dos pedregulhos utilizados.

A água bruta afluyente (AB) aos filtros era do tipo subterrânea, seu tempo de permanência no filtro era de 1,5 a 2 horas. Os filtros operaram de forma contínua durante 197 dias, no período de 18/03/2019 a 30/09/2019. Durante o experimento, a eficiência do tratamento foi avaliada a partir de análises de parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água bruta e filtrada.

4.2 Meios filtrantes

4.2.1 Areia

A areia, convencionalmente utilizada como meio filtrante, foi adquirida em loja de materiais de construção. Sua caracterização foi realizada através da análise granulométrica (Item (a)), que permitiu determinar seu diâmetro específico e coeficiente de desuniformidade (Item (b)).

Antes da aplicação como meio filtrante, a areia foi lavada com água potável oriunda da rede de abastecimento de água. O procedimento de lavagem foi realizado adicionando água a um balde com areia a se lavar, agitou-se rapidamente por um minuto, em seguida deixou-se decantar por igual período e por fim descartou-se a água sobrenadante. O procedimento foi repetido até que a água de lavagem estivesse visivelmente limpa.

Esse procedimento foi necessário para retirada de possíveis impurezas presente na areia. A lavagem ocorreu com água potável, por ter quantidade mais abundante que água destilada, além de ser esse o procedimento que acontece em ETA, quando se realiza esse tipo de lavagem.

(a) Análise granulométrica

A análise granulométrica foi conduzida no Laboratório de Geotecnia e Pavimentação - GEOPAV do Departamento de Engenharia Civil – DEC da Universidade Federal de Sergipe – UFS, seguindo o que estabelece o Departamento Nacional de Estradas de Rodagens - DNER no Método de Ensaio 083/98 (BRASIL, 1998). Para realização do ensaio é necessária massa mínima de amostra de 1 kg de areia, para tanto, a amostra coletada é reduzida por quarteamento

ou por repartidores de amostras até que se obtenha a quantidade indicada. A Figura 7a ilustra o repartidor de amostras utilizado.

Para o processo de peneiramento as amostras devem ser secas em estufa (110 ± 5) °C, esfriar à temperatura ambiente e determinar sua massa total em balanças com precisão de 1 g. Encaixa-se as peneiras previamente limpas no agitador de peneiras (Figura 7b), de modo a formar um único conjunto de peneiras com abertura de malha em ordem decrescente do topo para base (19,0; 12,7; 9,5; 4,75; 2,36; 2,00; 1,18; 0,60; 0,425; 0,30; 0,15 e 0,075 mm), com um fundo adequado ao conjunto.

Figura 7: Repartidor de amostras (a) e agitador de amostras (b).



Fonte: Autor (2020).

A agitação das peneiras foi realizada em duas etapas, visto que o número de peneiras utilizadas ultrapassava a capacidade do equipamento. Logo, levou-se ao agitador o conjunto formado pelas três primeiras peneiras (19,0 mm, 12,7 mm e 9,5 mm) e o fundo, sendo o material recolhido no fundo submetido a novo peneiramento com as demais peneiras, conforme Figura 7b.

Com o conjunto de peneiras montado ligou-se o agitador mecânico (o peneiramento deve ser continuado até que não mais de 1% da massa total da amostra passe em qualquer peneira, durante um minuto). Em seguida, deve-se pesar o material retido em cada peneira, juntamente

com a porção que por ventura tenha ficado presa nas malhas, que é retirada com escova apropriada.

A diferença entre o somatório de todas as massas retidas e da massa seca inicialmente introduzida no conjunto não deve exceder 0,3%, conforme a Equação (4.1).

$$\frac{M_{TS_0} - M_{TS_R}}{M_{TS_0}} * 100\% \leq 0,3\% \quad (4.1)$$

onde, M_{TS_0} é a massa total seca inicial (g) e M_{TS_R} é a massa total seca retida nas peneiras (g).

Com a massa retida em cada uma das peneiras pode-se calcular as porcentagens em relação à massa da amostra total seca ($M_{R_i}(\%)$) (Equação (4.2)).

$$M_{R_i}(\%) = \frac{M_{R_i}}{M_{TS_0}} \quad (4.2)$$

onde, M_{R_i} é a massa retida em cada peneira (g).

A porcentagem acumulada de massa retida é dada pela soma da retenção de uma peneira com todas as outras anteriores, em ordem decrescente de abertura. Para determinar a porcentagem que passa em cada peneira diminui-se de 100% a porcentagem retida acumulada em cada peneira.

(b) *Tamanho efetivo e coeficiente de uniformidade*

A partir da análise granulométrica traçou-se a curva granulométrica. Através dessa, determinou-se o tamanho efetivo (d_{10}) que se refere ao tamanho dos grãos abaixo do qual fica retido 10% da massa total da amostra. O coeficiente de uniformidade é determinado a partir da Equação (4.3).

$$U = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (4.3)$$

onde, d_{60} é o tamanho dos grãos abaixo do qual ficam 60% do total da amostra e d_{10} é o tamanho abaixo do qual fica retido 10% do total da amostra e “U” é o coeficiente de uniformidade.

Na realidade, trata-se mais de um coeficiente de desuniformidade do que de uniformidade, pois aumenta numericamente com o grau de não uniformidade da amostra (RICHTER, 2009).

4.2.2 Fibras de coco

As fibras de coco (Figura 8) foram obtidas em loja de materiais de jardinagem. Sua aplicação como meio filtrante ocorreu mediante lavagem prévia com água destilada, até que não fosse possível observar visualmente impurezas na água de lavagem. Sua caracterização foi realizada conforme Item 4.2.6.

Figura 8: Fibras de coco.



Fonte: Autor (2020).

Cabe ressaltar que no filtro com meio filtrante composto exclusivamente por fibras de coco (FLFC) foram aplicados 160 gramas desse material. Que, considerando o volume ocupado (11x11x20 cm), representa densidade de aplicação de 0,066 g/cm³.

4.2.3 Maravalha

O resíduo maravalha, aplicado nesta pesquisa como meio filtrante, teve origem no descarte de uma fábrica de carrocerias de madeira para caminhões situada no município de Itabaiana/SE. Trata-se do resíduo em forma de flocos, resultante do tratamento de madeira do tipo angelim-vermelho, no processo produtivo.

Dada a variabilidade das dimensões dos flocos da maravalha, optou-se por fazer um peneiramento prévio a fim de se conhecer, visualmente, a distribuição do tamanho dos flocos. Para tal, montou um conjunto com quatro peneiras dispostas de maneira a diminuir a abertura das malhas (9,50 mm, 6,35 mm, 2,38 mm e 1,19 mm), sequencialmente. Procedeu-se agitando o conjunto manualmente por 30 segundos, verificando o volume retido em cada peneira (Figura 9). Por se notar maior uniformidade dos flocos retidos na peneira de 1,19 mm de abertura,

decidiu-se aplicá-los como meio filtrante. A regularidade dos grãos proporciona melhor uniformidade no meio filtrante.

Adicionalmente, a caracterização desse material também foi realizada seguindo o Item 4.2.6. Concomitantemente sua lavagem foi realizada com água destilada, por ser material orgânico.

Figura 9: Quantidade de maravalha retida em cada peneira.



Fonte: Autor (2020).

4.2.4 Carvão vegetal caseiro

O carvão vegetal caseiro foi confeccionado a partir de rolhas de garrafas de vinho (cortiça), que normalmente são fabricadas de madeiras leves e porosas, ideais para a fabricação de carvão. As rolhas foram colocadas em um recipiente tampado, cuja tampa possuía um pequeno orifício, e levadas ao fogão até que parasse de sair fumaça pelo orifício. O cessar da fumaça indicou que o processo de transformação das rolhas em carvão foi concluído (GUIA DO SOBREVIVENTE, 2015). O carvão obtido a partir de queima de rolhas de cortiça pode ser visualizado na Figura 10.

Figura 10: Carvão vegetal caseiro.



Fonte: Autor (2020).

4.2.5 *Resíduo cerâmico*

Os resíduos cerâmicos foram obtidos em uma fábrica de blocos cerâmicos, também situada no município de Itabaiana/SE. Refere-se a blocos cerâmicos que são descartados por apresentarem qualidade insuficiente para seu emprego na construção civil, normalmente unidades com problemas de queima, dimensões ou resistência. Os resíduos tiveram suas dimensões reduzidas para o intervalo de 9 a 14 mm em triturador instalado no Laboratório de Materiais de Construção e Estruturas - LAMCE do DEC/UFS, conforme Figura 11. Sua caracterização e lavagem foi realizada de forma idêntica ao aplicado aos demais materiais não convencionais.

Figura 11: Resíduos cerâmico triturados.



Fonte: Autor (2020).

4.2.6 *Caracterização dos materiais não convencionais*

A caracterização dos materiais não convencionais (fibras de coco, maravalha, carvão vegetal e resíduo cerâmico) foi realizada mediante determinação da densidade aparente, absorção de água e porosidade aparente, em duplicata.

(a) *Absorção de água*

Define-se a absorção de água como o aumento percentual da massa de uma amostra quando a água preenche todos os poros abertos do material. Para conhecê-la, determinou-se a massa das amostras previamente secas em estufa à 100 °C por uma hora, posteriormente as amostras foram deixadas imersas em água destilada por 24 horas, após esse período retirou-se as amostras do recipiente com água e secou-se com papel toalha a umidade superficial dos

materiais, e por fim procedeu-se com o registro da massa úmida das amostras. O cálculo do percentual de absorção de água (AA) foi realizado conforme Equação (4.4).

$$AA (\%) = \left(\frac{M_u - M_s}{M_s} \right) 100 \quad (4.4)$$

onde, M_u é a massa da amostra úmida (g) e M_s é a massa da amostra seca (g).

(b) *Densidade aparente*

A determinação da densidade aparente foi feita através de picnometria. O picnômetro consistem em um balão de vidro chato com tampa de vidro dotada de um canal capilar (SAMPAIO; FRANÇA; BRAGA, 2007). A Figura 12 trata do registro do momento de obtenção da massa do conjunto picnômetro-amostra-água para o material resíduo cerâmico, em um dos ensaios realizados.

Figura 12: Picnômetro com amostra e água.



Fonte: Autor (2020).

O método de picnômetro baseia-se no volume que a amostra ocuparia se sua densidade fosse igual à da água. Para tanto foi necessário registrar quatro massas, a saber: massa do picnômetro vazio e enxuto; massa do picnômetro enxuto com a amostra oriunda do ensaio de absorção de água; massa do picnômetro mais amostra com seu volume completado com água; e massa do picnômetro limpo cheio de água. De posse desses dados pode-se calcular a densidade aparente dos materiais através da Equação (4.5).

$$\rho_{ap} = \left(\frac{M_u}{M_{w1} - M_{w2}} \right) \rho_w \quad (4.5)$$

onde,

ρ_{ap} (g/cm³) é a densidade aparente do material;

M_u (g) é a massa úmida do material (obtida no Item (a));

M_{w1} (g) é a massa de água necessária para ocupar todo o volume interno do picnômetro, é obtida a partir da diferença entre as massas do picnômetro cheio de água e do picnômetro vazio;

M_{w2} (g) é a massa de água que deixou de ser adicionada ao picnômetro por ocasião da presença do material em seu interior, é a diferença entre a massa do conjunto picnômetro, amostra e água e a massa do picnômetro com a amostra.

ρ_w (g/cm³) é a densidade da água na temperatura do experimento.

(c) *Porosidade aparente*

A porosidade aparente consiste na relação entre os volumes de poros abertos, ou seja, os poros que possuem abertura para superfície do material, e o volume total da amostra. Sua determinação foi feita através da Equação (4.6).

$$PA = \left(\frac{M_u - M_s}{M_u / \rho_{ap}} \right) 100 \quad (4.6)$$

onde,

PA (%) é a porosidade aparente;

M_s (g) é a massa seca do material (obtida no Item (a));

M_u (g) é a massa úmida do material (obtida no Item (a));

ρ_{ap} (g/cm³) é a densidade aparente do material (obtida no Item (a)).

4.3 Camada suporte

A camada suporte era composta por quatro camadas de britas graduadas no sentido do fluxo, de modo que a água passava primeiramente pela camada de brita 0, em seguida brita 5/8, brita 1 e por último brita 2. A caracterização da camada suporte foi realizada a partir da análise dimensional dos grãos de cada camada, medido sua maior dimensão com paquímetro (Figura 13).

Figura 13: Análise dimensional das britas da camada suporte.



Fonte: Autor (2020).

A lavagem das britas da camada suporte foi realizado com água da rede de abastecimento. As britas foram colocadas em um balde, onde era adicionado água limpa, e agitava-se manualmente para retirar as impurezas aderidas. O procedimento foi repetido até que a água de lavagem estivesse visualmente limpa.

4.4 Água de estudo

A água bruta utilizada neste estudo era proveniente de um poço situado nas imediações do DEC/UFS. Refere-se ao poço nº 2, perfurado no ano de 2010, cuja profundidade é de 20 m, alimentado por aquífero livre com vazão de $9,0 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, e confinado entre camadas de arenito esbranquiçado fino (DAMASCENO, 2010). A Tabela 1 apresenta a caracterização físico-química da água, realizada depois da perfuração, bem como a comparação com os parâmetros de potabilidade vigentes na época das análises (cujos limites não foram alterados pela legislação de potabilidade vigente, a PRC nº 5/2017).

Tabela 1: Boletim de análises do Poço 2.

Parâmetros	Valores	Valores Permissíveis
Amônia (mg L^{-1} como NH_3)	0,04	1,5
Cloretos (mg L^{-1})	135,80	250
Condutividade elétrica ($\mu\text{S/cm}$)	203,70	1.500
Cor aparente (uH)	40	15
Dureza total (mg L^{-1})	30,06	500
Ferro (mg L^{-1})	0,76	0,30
pH	4,72	6,00 - 9,50
Sólidos totais dissolvidos (mg L^{-1})	138,5	1.000
Turbidez (uT)	8,24	5

Fonte: Adaptado de Damasceno (2010).

Para verificar a qualidade da água no que diz respeito aos microrganismos patogênicos foram realizadas análises da concentração de coliformes totais e termotolerantes, em julho de 2018. As amostras foram coletadas e enviadas ao Instituto Tecnológico e de Pesquisas do

Estado de Sergipe (ITPS), quando foi observada concentração de coliformes totais acima de $1,6 \times 10^6$ NMP/100mL e $4,7 \times 10^4$ NMP/100mL para coliformes termotolerantes.

Em janeiro de 2019, repetiu-se as análises de coliformes totais e termotolerantes no Laboratório de Bioquímica Industrial do Departamento de Engenharia Química (DEQ)/UFS, quando não fora observado a presença desses microrganismos patogênicos na amostra analisada.

Logo, suspeitou-se que a concentração de bactérias do grupo coliformes na água do poço pode ter origem em fatores externos, possivelmente por algum tipo de contaminação pontual/eventual ou pela infiltração de água durante o período chuvoso. Esse último corrobora com o fato de se ter encontrado coliformes em amostras coletadas no mês de julho, por se tratar do período chuvoso na região onde o estudo foi conduzido.

Portanto, para que se obtivesse água bruta com contínua presença de coliformes optou-se por misturar esgoto gerado no campus à água captada no poço. Testou-se a adição de 1% de esgoto ao volume afluente aos filtros, e ao realizar-se as análises supracitadas no Laboratório de Bioquímica Industrial do DEQ/UFS obteve-se concentrações de coliformes totais e termotolerantes na ordem de $2,4 \times 10^3$ NMP/100mL, que condicionaram a água captada às pretensões desse estudo.

4.5 Instalação do sistema piloto

O sistema piloto foi instalado e operado no Laboratório de Hidráulica (LABHID) do DEC/UFS, contava com um reservatório superior com capacidade de 1.000 litros que recebia água recalcada do poço. A saída de água do reservatório ocorria na parede lateral próximo ao fundo, o que permitiu fluxo descendente direcionado para os filtros ou para o descarte (água de limpeza do reservatório), em função da configuração de abertura dos registros instalados no ramal de saída do reservatório.

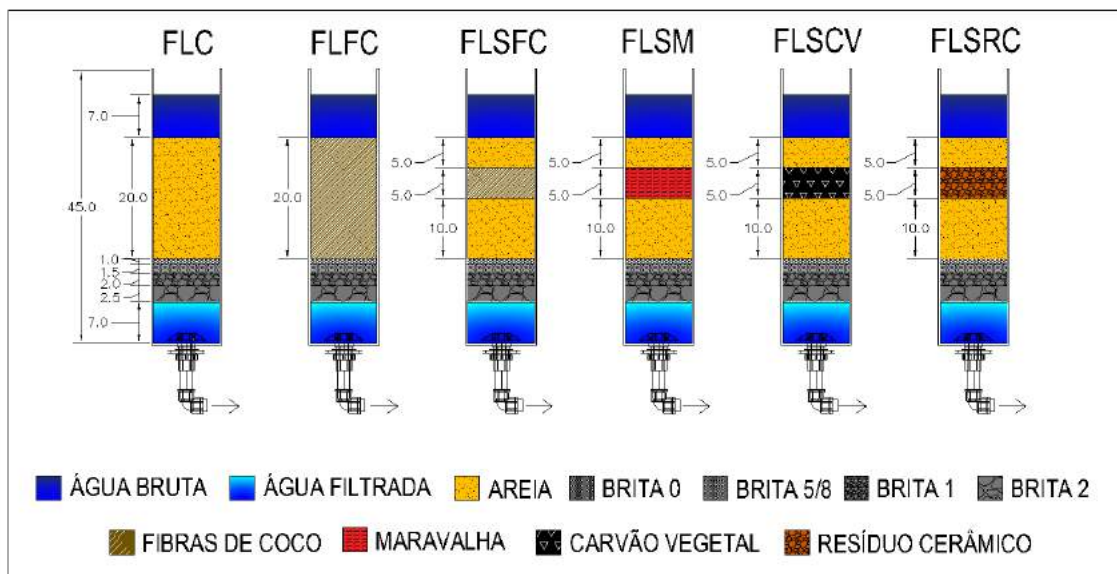
A água oriunda do reservatório era direcionada a um regulador de vazão – balde cuja a entrada de água era controlada por uma boia que mantinha constante a lâmina de água acima do dispositivo de saída para os filtros; onde recebia a contribuição de esgoto com vazão controlada.

A vazão de entrada em cada filtro era controlada a partir do grau de abertura das torneiras de alimentação dos filtros. A instalação do regulador de vazão possibilitou eximir o sistema da influência do nível d'água no reservatório sob a vazão afluente dos filtros. Buscou-se fixar a

vazão afluyente aos filtros de modo que se obtivesse taxas de filtração de $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, com 10% de tolerância (mais detalhes desse procedimento podem ser visto no Item 4.5.1).

Os filtros foram construídos de vidro com 4 mm de espessura, possuíam área filtrante medindo $11 \times 11 \text{ cm}$, e eram apoiados sobre base de madeira. O sentido do fluxo era descendente, sendo a água coletada por fundo falso. A água filtrada era direcionada por tubulações para torneira instalada em cota acima do nível do meio filtrante, para que se mantivesse alguns centímetros de lâmina d'água acima do leito filtrante (ver Figura 6), para favorecer a formação e conservação da camada biológica. As espessuras das camadas de britas da camada suporte dos meios filtrantes podem ser visualizados na Figura 14.

Figura 14: Espessuras da camada suporte e meios filtrantes, com dimensões em centímetros.



Fonte: Autor (2020).

Além disso, tanto a tubulação de entrada quanto a tubulação de saída dos filtros foram dotadas de registros. O primeiro registro na tubulação de entrada servia para interromper a alimentação do filtro, enquanto que o registro na tubulação de saída foi instalado para atender às situações em que fossem necessários procedimentos operacionais, tal como limpeza dos filtros.

4.5.1 Determinação da taxa de filtração

A taxa de filtração é a relação entre a vazão afluyente ao filtro e a área da seção transversal do meio filtrante, conforme Equação (4.7):

$$t = \frac{Q}{A} \quad (4.7)$$

onde t é a taxa de filtração ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$), Q é a vazão afluyente ao filtro (m^3/dia) e A é a seção transversal do filtro (m^2).

Estabelecendo-se previamente a taxa de filtração a qual se deseja operar o filtro e conhecendo a área transversal do meio filtrante pode-se determinar a vazão afluyente em cada filtro, pela Equação (4.7).

Como a área da seção transversal do meio filtrante era de $0,0121 \text{ m}^2$, estimou-se que a vazão afluyente necessária para que os filtros operassem com taxa de $3,0 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{dia}$ era de $25,42 \text{ mL}.\text{min}^{-1}$. Dessa forma, considerando os seis filtros, a vazão efluente ao regulador de vazão era de $152,52 \text{ mL}.\text{min}^{-1}$. O que induz o consumo de aproximadamente 220 litros de água por dia.

As vazões afluentes aos filtros foram controladas a partir da abertura das torneiras que os alimentavam. Uma vez fixada a abertura mediu-se o tempo necessário para que a água atingisse as marcações 50 mL, 100 mL, 150 mL, 200 mL, 250 mL, 300 mL, 350 mL, 400 mL, 450 mL e 500 mL de um béquer graduado. A Figura 15 ilustra esse procedimento.

Figura 15: Medição da vazão afluyente ao filtro.



Fonte: Autor (2020).

Considerando as incertezas de marcação no béquer utilizado (5%) e a sensibilidade da abertura das torneiras – de maneira que alterações minúsculas de aberturas modificavam

drasticamente a vazão, definiu-se como satisfatório as aberturas responsáveis por taxas médias de filtração de $3,00 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia} \pm 10\%$.

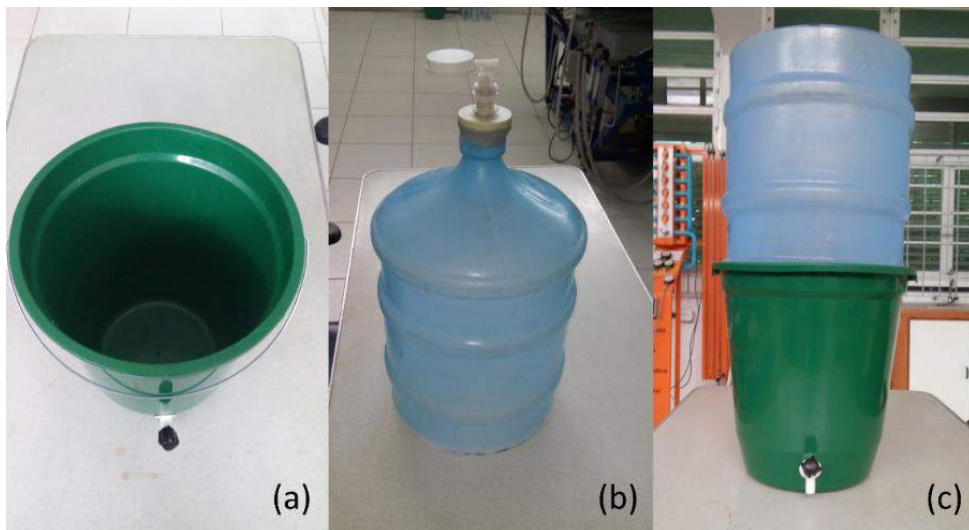
Os resultados das medições de vazões e consequentes taxas induzidas são apresentadas no Apêndice A, nos Quadros A.1 a A.6, correspondentes aos filtros FLC, FLFC, FLSFC, FLSM, FLSCV e FLSRC, respectivamente. Adicionalmente, foram gerados gráficos do tipo *Box plot*, também apresentados nos referidos quadros, de maneira a identificar *outliers* (representados por um “x” no *boxplot*) para que se determinasse a taxa média sem que fossem incluídas nos cálculos as observações discrepantes. Dessa forma, as aberturas de torneiras cujas vazão induzidas constam nos Quadros A.1 a A.6, promoveram taxas de filtração dentro do limite aceitável proposto.

4.5.2 Adição de esgoto

Como comentado no Item 4.4, houve a necessidade da mistura da água do poço com esgoto da UFS, campus de São Cristóvão. Portanto, a água bruta utilizada neste estudo é composta da mistura da água do poço com 1 a 1,5% de esgoto. Logo, considerando a vazão diária afluyente ao filtro ($152,52 \text{ mL}.\text{min}^{-1}$) estimou-se a vazão de mistura de esgoto 1,52 a 2,29 mL/min.

A vazão necessária foi adicionada por um misturador (Figura 16). Esse dispositivo consistia em um balde com torneira próxima a base (a), onde é apoiado um garrafão de água (c) com fundo cortado e uma boia instalada na boca desse garrafão (b).

Figura 16: Misturadora de esgoto à vazão controlada.



Fonte: Autor (2020).

A boia instalada no garrafão permitia que a lâmina d'água acima da torneira de saída do esgoto fosse constante. Dessa forma, o nível de esgoto existente no garrafão não exerceu influência sob a vazão de saída do esgoto, que depende unicamente do nível de abertura da torneira.

Para verificar quanto de abertura da torneira era responsável pela vazão de esgoto requerida, realizou-se procedimento semelhante ao Item 4.5.1. Cronometrou-se o tempo necessário para que se atingisse as marcas 4 mL, 6mL, 8 mL e 10 mL, em proveta graduada. Por se tratar de volumes pequenos, realizou-se o procedimento em triplicata para a abertura que correspondeu a vazão esperada. Com base nas observações de vazão dos três ensaios elaborou-se o gráfico *Box plot* da Figura A.1 do Apêndice A. A partir desse gráfico extraiu-se a vazão média de esgoto adicionada de 1,87 mL/min, que corresponde a 1,2% do volume de água afluente aos filtros.

4.6 Análises da água bruta e filtrada

O monitoramento da água bruta e filtrada foi realizado por meio da análise de parâmetros físico-químicos e biológicos: cor aparente, turbidez, pH, temperatura, condutividade elétrica, contagem total de aeróbios mesófilos, coliformes totais e coliformes termotolerantes. As frequências das análises bem como as metodologias/equipamentos utilizados são apresentados no Quadro 5.

Quadro 5: Parâmetros monitorados.

Parâmetro	Frequência	Metodologia/Equipamento
Cor aparente (uH)	3-5 dias/semana	Metodologia 2120 (APHA, 2012)/Espectrofotômetro.
Turbidez (uT)	3-5 dias/semana	Metodologia 2130 (APHA, 2012)/Espectrofotômetro
pH	3-5 dias/semana	Metodologia 4500-H (APHA, 2012)/pHmetro
Temperatura (°C)	3-5 dias/semana	Termômetro de Infravermelho
Condutividade elétrica (µS/cm)	Semanalmente	Metodologia 2510 (APHA, 2012)/Condutivímetro
Contagem de mesófilos (UFC/mL)	Quinzenalmente	Contagem padrão em placas (SILVA et al., 2010)
Coliformes totais (NMP/100mL)	Quinzenalmente	Método dos tubos múltiplos (Adaptado de BRASIL, 2013)
Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)	Quinzenalmente	Método dos tubos múltiplos (Adaptado de BRASIL, 2013)

Fonte: Autor (2020).

As análises de cor aparente, turbidez, pH e temperatura foram realizadas no Laboratório de Saneamento e Meio Ambiente (SAMA) do DEC/UFS. A condutividade elétrica foi avaliada no Laboratório de Química Analítica (LQA) do Departamento de Química/UFS. Finalmente, as amostras para quantificação de bactérias mesófilas, coliformes totais e coliformes termotolerantes foram analisadas no Laboratório de Bioquímica Industrial do DEQ/UFS.

O desempenho do sistema foi avaliado a partir dos resultados das análises dos parâmetros do Quadro 5, no que concerne a eficiência de remoção, Índice de Atendimento ao Padrão de Potabilidade (IAPP) e Índice de Decaimento da Qualidade da Água (IDQA). O IAPP é a relação entre o número de amostras que atendem ao padrão de potabilidade para o parâmetro estudado e o número total de amostras analisadas, conforme Equação (4.8).

$$IAPP = \frac{N^{\circ} \text{ de amostras cujo parâmetro atende ao padrão de potabilidade}}{N^{\circ} \text{ total de amostras para o mesmo parâmetro}} \quad (4.8)$$

Paralelamente, o IPQA (Equação (4.9)) mede o percentual de amostras cuja qualidade foi deteriorada para determinado parâmetro – quando comparada com a água bruta, em relação ao número total de amostras.

$$IDQA = \frac{N^{\circ} \text{ de amostras com qualidade deteriorada após a filtração}}{N^{\circ} \text{ total de amostras para o mesmo parâmetro}} \quad (4.9)$$

4.7 Caracterização da *schmutzdecke*

A caracterização dos microrganismos presentes na *schmutzdecke* foi realizada ao final da carreira de filtração dos filtros FLSFC e FLFC. O primeiro como filtro representativo dos demais que continham areia em sua camada superficial e o segundo por ser composto somente por fibras de coco. Os filtros tiveram sua lâmina superficial de água drenada de modo a se ter acesso a camada biológica e fazer a retirada do material sem perturbações. No caso do FLSFC foi raspada aproximadamente 5mm da camada superficial de areias, enquanto que no FLFC retirou-se a placa de vidro instalada acima do meio filtrante que servia para confiná-lo e removeu-se o material aderido na sua face inferior, bem como amostras das fibras superficiais.

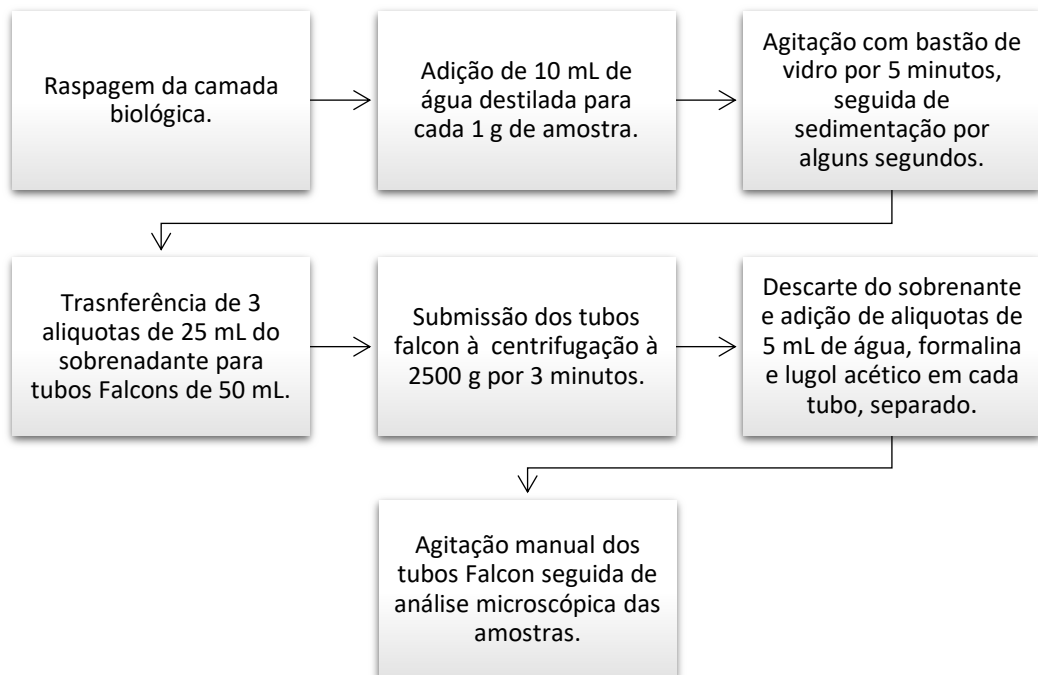
As amostras da camada biológica foram colocadas em béqueres previamente esterilizados e pesadas em balança digital. Para se obter o objeto de análise, foi adaptada a metodologia proposta por Taira (2008). Adicionou-se alíquotas de 10 mL de água destilada esterelizada para cada 1 g de amostra, procedendo com agitação manual do conjunto com bastão de vidro durante cinco minutos para que os microrganismos se desprendessem dos grãos de areia. Em seguida,

aguardou-se alguns segundos para sedimentação da areia ou fibras de coco e retirou-se três alíquotas de 25 mL do sobrenadante, para cada filtro, distribuindo-as em tubos Falcons de 50 mL.

Os tubos Falcons com as amostras foram submetidos à centrifugação, com velocidade de centrifugação de 2500 g (1500 RPM) durante três minutos. Em seguida, descartou-se o sobrenadante e adicionou-se 5 mL de água destilada ao primeiro tubo correspondente à amostra *in vivo*, enquanto os demais tubos receberam preservantes: o segundo Formalina a 5% e o terceiro Lugol Acético a 5%, para conservação zooplâncton e fitoplâncton, respectivamente.

Finalmente, as amostras foram submetidas à análise microscópica, com zoom x200, para identificação dos microrganismos presente na solução. As amostras *in vivo* foram observadas no mesmo dia de preparo, enquanto que as amostras com preservantes foram armazenadas sob refrigeração para o caso da necessidade de repetir as análises. O preparo das amostras foi realizado no Laboratório de Entomologia e Parasitologia Tropical – LEPaT do Departamento de Morfologia/UFS, enquanto que as análises microscópicas foram feitas no Departamento de Biologia/UFS. A Figura 18 ilustra as etapas metodológicas aplicadas.

Figura 17: Fluxograma da análise da *schumtzdecke*.



Fonte: Autor (2020).

4.8 Análise dos resultados

Os resultados foram analisados a partir de gráficos, figuras, tabelas e metodologias estatísticas. A maioria das séries de dados (valores dos parâmetros e eficiências alcançadas) foram avaliadas quanto a sua aderência à distribuição de probabilidade normal (teste de normalidade), por meio do teste de Shapiro-Wilk. Caso se ajustassem à distribuição normal foram aplicados testes estatísticos paramétricos sobre a média e/ou mediana, caso contrário eram aplicados testes não paramétricos.

Nos casos em que foi necessário comparar variáveis que possuíam distribuições de probabilidades diferentes (normal e não-normal), optou-se por aplicar ferramentas não paramétricas. Todos os testes estatísticos foram feitos com nível de significância de 5%. As análises dos resultados foram efetuadas via planilha eletrônica do *Excel*, software *IBMS SPSS* e *Origin Lab*.

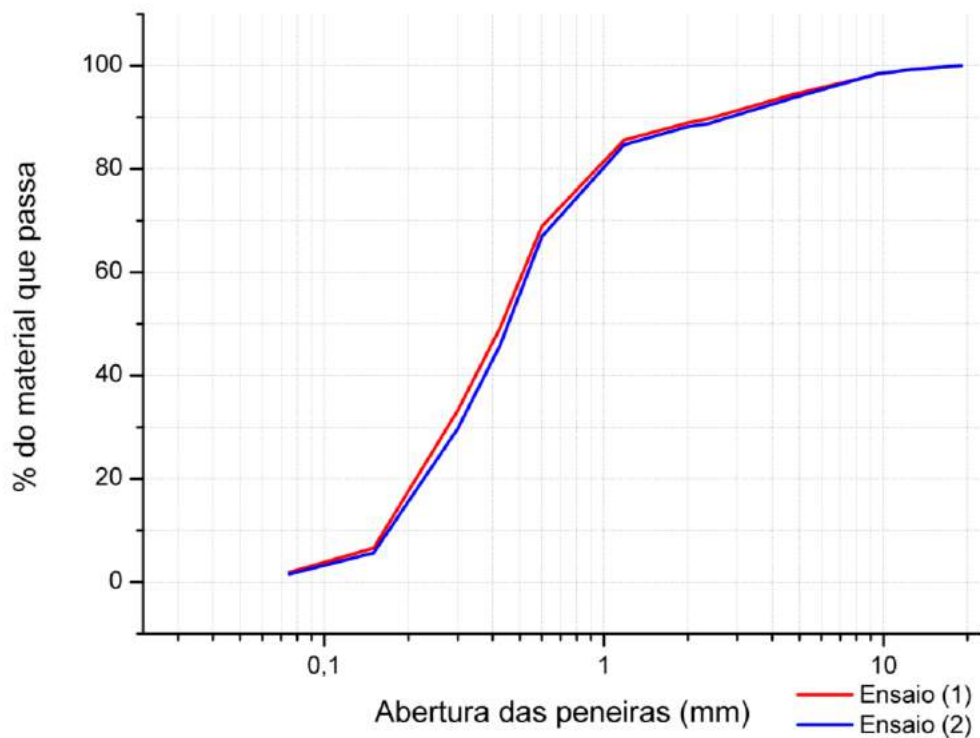
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização dos meios filtrantes

5.1.1 Areia

Para caracterização da areia utilizada como meio filtrante foram realizadas análises granulométricas, em duplicata, cujos resultados estão apresentados no Apêndice B. A partir dos resultados dos ensaios de peneiramento elaborou-se as curvas granulométricas da Figura 18.

Figura 18: Curvas granulométricas da areia utilizada.



Fonte: Autor (2020).

Da análise das curvas granulométricas extraiu-se os valores para d_{10} (tamanho efetivo) e d_{60} , e calculou-se o coeficiente de uniformidade (U) a partir da Equação (4.3). A Tabela 2 apresenta os resultados obtidos.

Tabela 2: Características da areia utilizada (tamanho efetivo, d_{60} e coeficiente de uniformidade).

	d_{10} (mm)	d_{60} (mm)	U
Ensaio (1)	0,1639	0,5133	3,13
Ensaio (2)	0,1700	0,5400	3,17
Média	0,1670	0,5267	3,15

Fonte: Autor.

A partir da Tabela 2 pode-se observar que a areia utilizada possuía grãos com tamanho efetivo médio de 0,17 mm e coeficiente de uniformidade médio de 3,15. Esses valores estão de acordo com valores de 0,15 a 0,30 mm para tamanho efetivo dos grãos e coeficiente de uniformidade de 2 a 4, recomendados por Di Bernardo e Sabogal Paz (2008).

No entanto, durante o processo de peneiramento percebeu-se a existência de grãos relativamente grandes retidos nas seis peneiras iniciais. A presença desses grãos de maiores dimensões poderia reduzir a uniformidade da camada filtrante e ocasionar caminhos preferenciais de fluxo da água afluyente. Além do que, grãos com tamanho superiores a 1 mm minimiza a contribuição da *schmutzdecke* na remoção de microrganismos (SCHIJVEN et al., 2013).

Dessa forma, optou-se por aplicar como meio filtrante somente o material que passou na peneira nº 10 (2,00 mm de abertura). Isso não ocasionou alteração no tamanho efetivo médio, porém, o coeficiente de uniformidade passou a ser 2,85, mas que não extrapolaram os limites recomendados.

Ademais, o descarte do material retido nas seis primeiras peneiras contribuiu para que aumentasse a porção de areia com tamanho de grãos de 0,104 a 1,0 mm, propostos por Di Bernardo e Sabogal Paz (2008) para areia em filtros lentos. Por não ter sido utilizadas peneiras com abertura de 0,104 e 1,0 mm, considerou-se como adequado a esse limite o material que passou na peneira nº 16 (abertura de 1,18 mm) e que ficou retido na peneira nº 200 (0,075 mm de abertura). Dessa forma, em condições iniciais, a areia possuía 87,26% da massa pertencente a esse intervalo, em média. Enquanto que, depois as alterações, em média, 94,18% da massa possivelmente possuíam tamanho de grãos entre 0,104 e 1,0 mm.

5.1.2 Materiais não convencionais

A caracterização dos materiais não convencionais: fibras de coco, maravalha de angelim-vermelho, carvão vegetal caseiro de rolhas de cortiças e resíduos de blocos cerâmicos triturados, foi realizada a partir da determinação da capacidade de absorção de água, densidade e porosidade aparente, utilizando o método picnométrico.

Os ensaios de picnômetro foi realizado em duplicata, seus resultados podem ser consultados no APÊNDICE C. A Tabela 3 apresenta os resultados das variáveis físicas estudadas.

Tabela 3: Densidade, absorção de água e porosidade dos materiais não convencionais.

	Densidade (g/cm ³)	AA (%)	Porosidade (%)
Fibras de coco	1,087	93,77	52,59
	0,884	114,04	47,10
	0,985±0,143	103,90±14,34	49,85±3,88
Maravalha	1,246	36,99	33,64
	1,243	40,41	35,78
	1,245±0,002	38,70±2,42	34,71±1,51
Carvão vegetal	0,118	64,63	4,62
	0,103	33,45	2,58
	0,110±0,010	49,04±22,05	3,60±1,45
Resíduo cerâmico	2,192	11,69	22,95
	2,175	10,18	20,10
	2,184±0,012	10,94±1,07	21,53±2,02

Fonte: Autor (2020).

O valor da massa específica do resíduo cerâmico observada (2,18 g/cm³) se aproxima, em ordem de grandeza, do reportado por Azeredo (2015) que ao avaliar as propriedades físicas de blocos cerâmicos obteve densidade de 2,63 g/cm³. Além de menor densidade, o resíduo cerâmico também apresentou menor índice de absorção de água (10,94%) e porosidade (21,53%) quando comparados com o trabalho de Souza e Holanda (2000) que obteve 25,6% e 40,30%, respectivamente.

Além disso, os trabalhos citados no parágrafo anterior sugerem que problemas relacionados à absorção de água e porosidade podem surgir em situação de dosagens incorretas e/ou queima excessiva. Assim sendo, por se tratar de um resíduo, é plausível supor que os blocos descartados apresentavam alguma falha e que, portanto, seu comportamento físico pode diferir do de blocos fabricados sob condições adequadas.

A respeito do carvão vegetal, percebeu-se capacidade de absorção de água não é o foco de estudo da comunidade científica, sendo o principal parâmetro de caracterização a capacidade de adsorção, que se relaciona com a absorção e porosidade do material. Neste trabalho, observou-se elevada capacidade de absorção de água (49,04%) e baixa porosidade (3,60%), o que contrasta com a literatura, a qual indica baixa capacidade de absorção de água – Castelões (1995) relatou capacidade de absorção de água para carvão mineral de 8%; e elevada porosidade – Leite et al., 2015 e Silva et al., (2017) avaliaram a porosidade de alguns carvões vegetais e obtiveram porosidade média superior a 75%.

As divergências encontradas entre a literatura e este trabalho para a capacidade de absorção de água do carvão vegetal podem ter origem no procedimento experimental. Durante a determinação da quantidade de água absorvida, o material era retirado da saturação e sua umidade superficial era removida com papel toalha. Acontece que o carvão vegetal de cortiça

era pouco resistente aos esforços induzidos pela remoção de umidade superficial, assim sendo, para evitar seu esfarelamento e consequente perda de massa (o que inviabilizaria o experimento) optou-se por enxugar o material de forma mais cuidadosa, ocasionando, porém, perda na eficácia da remoção da umidade superficial. Induzido, portanto, à determinação de um índice de absorção de água virtual e não real.

Com relação a baixa porosidade observada, essa pode estar ligada às próprias características das cortiças, que mesmo sendo porosas, quando aplicadas como rolhas tendem a evitar o transporte de líquidos e gases em seu interior, como indica APCOR (2019). Como as partículas do carvão foram obtidos pela simples dissociação dos grãos de cortiças aglomerados na rolha, suspeita-se que essa forma de desagregação não seja adequada para se ter acesso aos poros fechados desse material.

Aparentemente, a ideia de que os poros fechados prevalecem sobre os poros abertos, em cortiças, possui pertinência. Dado que a baixa densidade aparente húmida observada ($0,11 \text{ g/cm}^3$) corrobora a existência de poros que não foram acessados pela água de saturação. Diferentemente do que o corre com carvões fabricados com madeiras como eucalipto (PEREIRA et al., 2016), cafeeiro (LEITE et al., 2015), catingueira e pau-d'arco (MEDEIROS NETO; OLIVEIRA; PAES, 2014), que possuíam densidade aparente de $0,405 \text{ g/cm}^3$, $0,459 \text{ g/cm}^3$, $0,600 \text{ g/cm}^3$ e $0,500 \text{ g/cm}^3$, respectivamente.

No tocante ao resíduo maravalha, esse apresentou densidade aparente de $1,245 \text{ g/cm}^3$, absorção de água de 38,70% e 34,71% de porosidade. Talgatti et al. (2017) produziu compósito madeira-plástico a partir da mistura de maravalhas de três diferentes tipos de madeira e poliestireno, e constatou que a capacidade de absorção de água desse material era de 16,68% a 21,62% de absorção de água. Os resultados de absorção obtidos pelo autor supracitado são menores do que o deste trabalho, o que já era esperado, visto que a resina utilizada pelo autor na confecção dos compósitos pode ter dificultado o processo de absorção.

Ainda, o resíduo maravalha de angelim-vermelho apresentou porosidade inferior a alguns tipos de madeiras, como a pinhão-mansão, cujos poros ocupam 46,21% de seu volume (ROCHA, 2019). Com relação à densidade, o valor obtido no ensaio de picnômetro ($1,245 \text{ g/cm}^3$) essa não apresentou grande discrepância da densidade natural da madeira, um vez que a 15% de umidade a densidade do angelim-vermelho é de $1,09 \text{ g/cm}^3$ (IPT, 1989). Como a densidade da maravalha foi medida em condições saturadas é razoável que se obtenha densidade maior do que com a madeira com 15% de umidade.

Sobre as fibras de coco, o valor da massa específica aparente obtida foi de 0,985 g/cm³. O valor da densidade aparente depende muito da espécie, da idade e do método aplicado na sua determinação (RAMÍREZ, 2011). Caldas, Viana e Santos (2017) obtiveram densidade menor do que 1,00 g/cm³ ao analisar as fibras em um desímetro digital. Ao passo que Ramírez (2011) e Munawar, Umemmura e Kawai (2007) obtiveram 1,20 g/cm³ e 0,87 g/cm³, nessa ordem, no ensaio de picnômetro. Assim, a densidade obtida nesse trabalho se encontra de acordo com a faixa relatada na literatura.

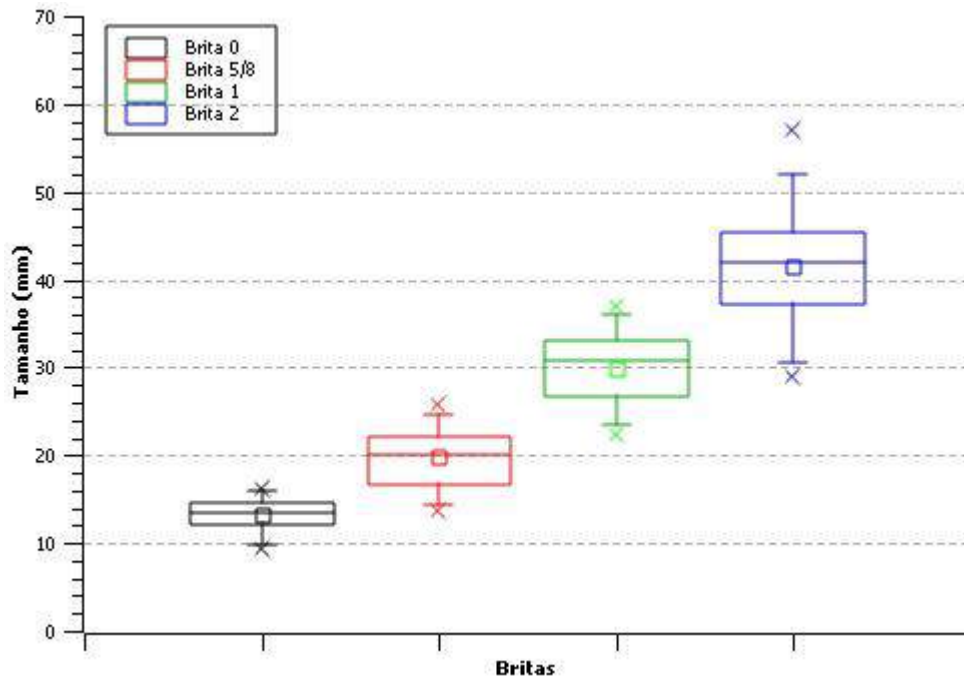
Por fim, a fibra de coco foi o material que apresentou maior absorção de água e porosidade, 103,90% e 49,85%, respectivamente. Savastano Junior et al., (1999) indica que as fibras vegetais possuem capacidade de absorção de água superior a 80%. A medida que Aragão, Santos e Aragão (2005) relataram que esse material também apresenta porosidade elevada, acima de 95%. Nesse contexto, o valor de absorção atendeu às expectativas, ao passo que a porosidade ficou um pouco a quem do esperado.

Entretanto, outras características torna as fibras de coco um material em potencial para aplicação de meio filtrante. Pois assume-se que sua capacidade de liberar tanino em fase aquosa, produto notavelmente com efeitos coagulantes (PERONI et al., 2019); e sua durabilidade quando imerso em água, de modo que praticamente não se observa alterações na sua estrutura física nesse meio (SILVA et al., 2015), podem contribuir no processo de tratamento de água por filtração.

5.2 Caracterização da camada suporte

A caracterização da camada suporte foi realizada mediante medição da maior dimensão dos grãos, os resultados estão apresentados no Apêndice D. Foram plotados gráficos *Box plot* (Figura 19) para expressar a variação dos tamanhos das partículas das brita 1 (a), brita 2 (b), brita 0 (c) e brita 5/8 (d), e promover a identificação de *outliers*.

Figura 19: Análise dimensional das britas utilizadas.



Fonte: Autor (2020).

Os pontos discrepantes foram excluídos da série de dados e elaborou-se a Tabela 4, que contém informações estatísticas descritivas e a relação entre os diâmetros máximos e mínimos.

Tabela 4: Estatística descritiva das britas utilizadas.

	Brita 0	Brita 5/8	Brita 1	Brita 2
Média (mm)	13,20	19,79	29,90	41,52
Desvio padrão	1,90	3,28	4,28	7,00
Mediana (mm)	13,53	20,03	30,89	41,86
$d_{\text{máx}}$ (mm)	16,12	25,79	36,96	56,97
$d_{\text{mín}}$ (mm)	9,26	13,65	22,24	29,07
$d_{\text{máx}}/d_{\text{mín}}$	1,74	1,89	1,66	1,96

Fonte: Autor (2020).

A principal função da camada suporte é evitar que a areia do meio filtrante carregue pela tubulação que recolhe a água filtrada durante o processo de filtração. Nesse sentido, a camadas de britas com granulometria crescente no sentido do fluxo promove melhor “travamento” da camada suporte, pois boa parte dos vazios abertos na camada de brita inferior são preenchidos pela camada superior com granulometria menor.

Adicionalmente, considerando a Tabela 4, pode-se observar que a relação entre o diâmetro máximo e mínimo, para cada tipo de brita, está de acordo com o que recomendam Huisman e Wood (1974), $d_{\text{máx}}/d_{\text{mín}}$ menor ou igual a 2.

5.3 Desempenho do sistema piloto

O desempenho dos filtros foi avaliado por meio do monitoramento de parâmetros físico-químicos e microbiológicos. Neste item foram discutidos os resultados das análises de temperatura (110), pH (110), cor aparente (110), turbidez (110), condutividade elétrica (26), coliformes totais (12), coliformes termotolerantes (12) e contagem de mesófilos (12). Os números entre parênteses indicam o número de observações realizadas em cada parâmetro.

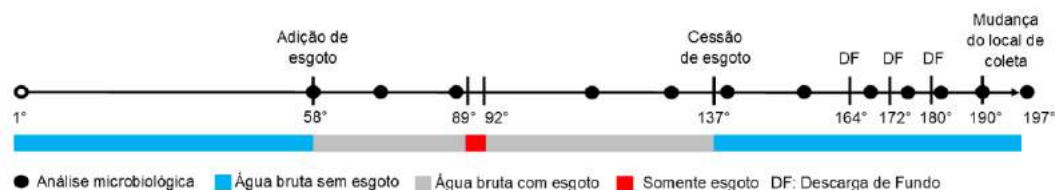
Como comentado anteriormente, os filtros operaram por 197 dias (18/03/2019 a 30/09/2019), sendo que somente a partir do 58º dia de operação houve a adição de esgoto, momento no qual foram viabilizadas as análises dos parâmetros microbiológicos. No entanto, por problemas operacionais, os filtros foram alimentados somente com esgoto por quatro dias (do 89º ao 92º dia de operação), culminando com o pico de cor aparente e turbidez da água bruta no dia 93.

O episódio comentado anteriormente não influenciou continuamente na qualidade da água efluente no que diz respeito ao pH, cor aparente e turbidez. No entanto, as análises dos parâmetros microbiológicos foram prejudicadas, de maneira que da Campanha 4 à Campanha 10, muitos filtros apresentaram efluente com qualidade inferior ao do afluente para os parâmetros de coliformes totais, coliformes termotolerantes e contagem de mesófilos.

Para contornar esse problema, interrompeu-se o fluxo de esgoto (a partir do 137º) e foram realizadas descargas de fundo nos sistemas nos dias 164, 172 e 180, a fim de se promover a “limpeza” do meio filtrante. Não obtendo êxito, suspeitou-se que a tubulação fosse responsável pelo aporte de patógenos na água, dessa forma, nas duas últimas campanhas realizou-se as coletas das amostras na tubulação de descarga e não mais na torneira acima do meio filtrante.

A Figura 20 apresenta uma linha do tempo com as principais informações operacionais.

Figura 20: Linha do tempo operacional.



Fonte: Autor (2020).

5.3.1 Parâmetros físico-químicos

(a) Temperatura

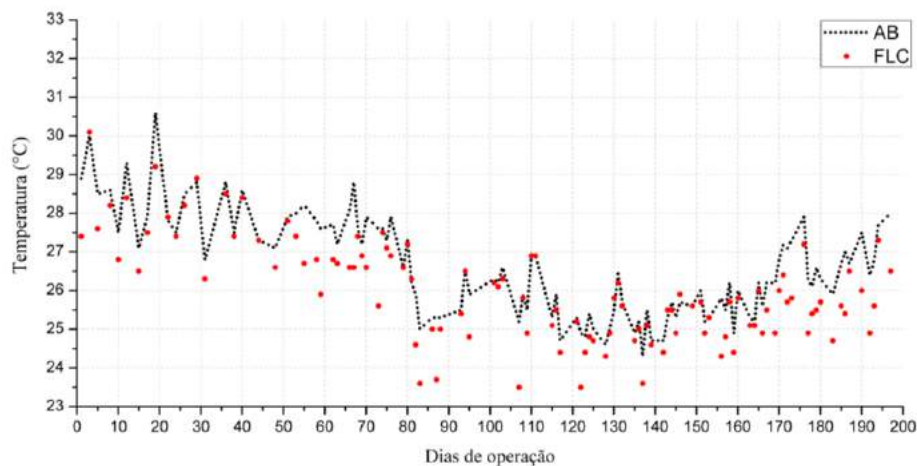
A Tabela 5 apresenta dados da estatística descritiva da temperatura da água bruta e dos filtros analisados, enquanto que a variação desse parâmetro na água afluente (AB) e efluente a cada filtro, durante o experimento, pode ser observada nas Figuras 21 à 26, respectivamente considerando os filtros FLC, FLFC, FLSFC, FLSM, FLSCV e FLSRC.

Tabela 5: Estatística descritiva - temperatura.

	AB	FLC	FLFC	FLSFC	FLSM	FLSCV	FLSRC
Média	26,6	26,0	26,0	26,0	26,0	25,9	25,9
Intervalo de maior frequência	25,3-26,2 (31,82%)	25,4-26,4 (26,36%)	25,5-26,4 (28,18%)	24,3-25,2 (30,00%)	25,1-26,1 (25,46%)	25,1-26,0 (26,36%)	24,2-25,2 (27,27%)
Mediana	26,5	25,8	26,0	25,9	25,9	25,8	25,8
Desvio padrão	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,4
Mínimo	24,3	23,5	23,5	23,3	23,2	23,1	23,2
Máximo	30,6	30,1	29,7	30,0	30,1	30,0	30,7
Significância do teste de normalidade (>0,05)	0,006	0,081	0,147	0,083	0,190	0,306	0,025

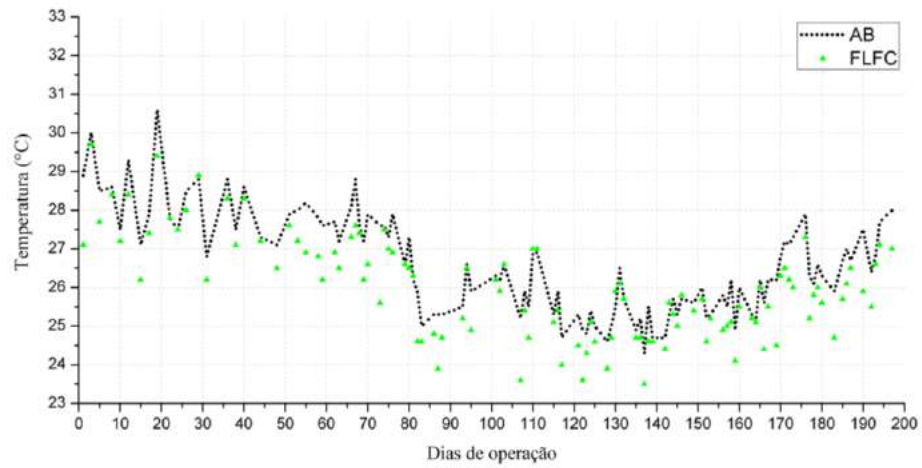
Fonte: Autor (2020).

Figura 21: Temperatura - AB x FLC.



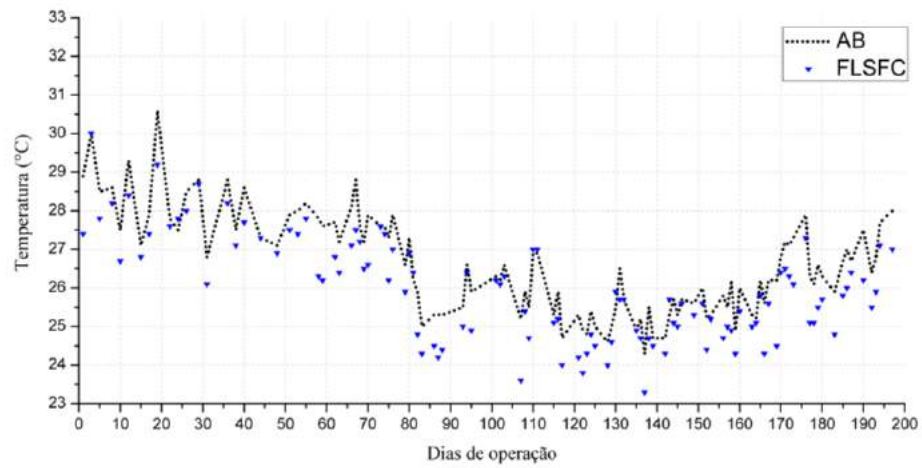
Fonte: Autor (2020).

Figura 22: Temperatura - AB x FLFC.



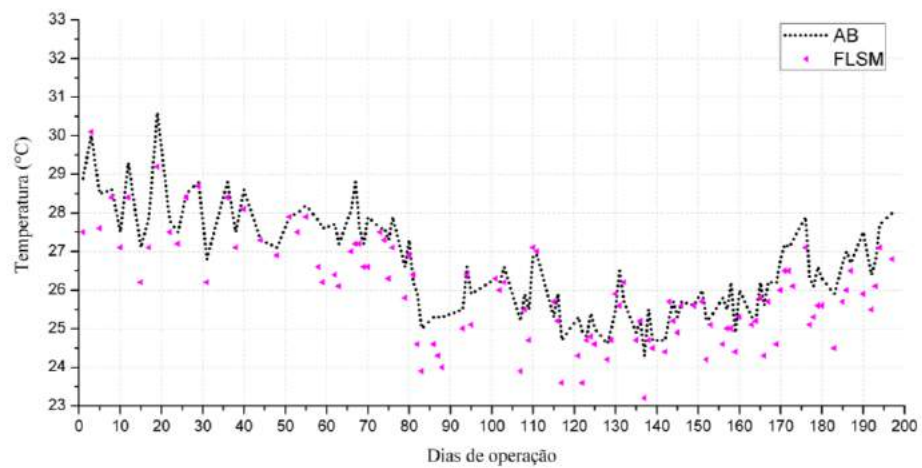
Fonte: Autor (2020).

Figura 23: Temperatura - AB x FLSFC.



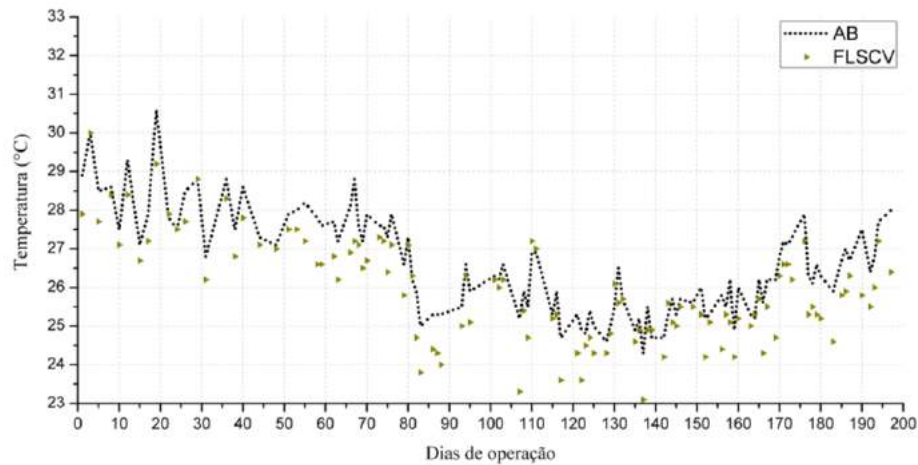
Fonte: Autor (2020).

Figura 24: Temperatura - AB x FLSM.



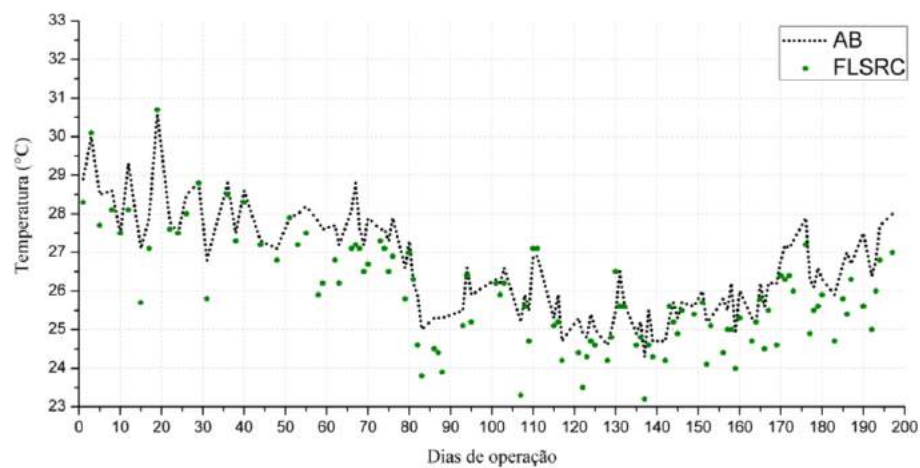
Fonte: Autor (2020).

Figura 25: Temperatura - AB x FLSCV.



Fonte: Autor (2020).

Figura 26: Temperatura - AB x FLSRC.



Fonte: Autor (2020).

Conforme Tabela 5, a temperatura da água bruta variou de 24,3 a 30,6°C, à medida que a temperatura da água filtrada variou entre 23,1 e 30,7°C, sendo que a maioria das observações para água bruta pertenciam ao intervalo 25,3 a 26,2°C, e para água filtrada 24,3 a 26,4°C. Como pode ser observado na linha “Intervalo de maior frequência” na tabela supracitada.

Considerando as informações contidas nas Figuras 21 à 26 observou-se que, de forma geral, as amostras de água tratada possuíam temperatura ligeiramente inferior às da água bruta. Isso decorre das leis da termodinâmica, de modo que a água bruta armazenada no reservatório tendia a manter sua temperatura por mais tempo, tanto pela massa de água armazenada quanto pelo material do reservatório que a contém, de modo a apresentar maior resistência ao equilíbrio entre a temperatura da água e a temperatura ambiente no laboratório.

Essa diferença de temperatura foi corroborada pelo teste de Wilcoxon, pelo qual se comparou a temperatura da água bruta com a da água tratada em cada filtro e demonstrou a existência de diferenças entre as médias da temperatura da água afluenta e efluente aos filtros (Quadro 6). Entretanto, as diferenças entre as temperaturas estatisticamente significativas, quando encaradas sob a ótica física, mostram-se pouco relevantes no processo, tendo em vista que as diferenças observadas não possuem magnitude suficiente para influenciar no tratamento. Razão pela qual não se avaliou as diferenças das temperaturas entre os filtros.

Quadro 6: Teste Wilcoxon para temperatura da água bruta e tratada.

	AB x FLC	AB x FLFC	AB x FLSFC	AB x FLSM	AB x FLSCV	AB x FLSRC
Z	-8,439	-8,577	-8,589	-8,292	-8,555	-8,473
p-valor	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

Z: Estatística de teste;

p-valor: Probabilidade de significância;

Hipótese nula (H_0): A diferença entre as médias do grupo é igual a zero (p-valor > 0,05).

As células em destaque indicam as comparações nas quais se observaram diferenças estatísticas.

Fonte: Autor (2020).

Quando se submete filtros lentos à variações de temperatura significativas, percebe-se que esse parâmetro exerce forte influência no crescimento e atuação de microrganismo responsáveis pelo desenvolvimento da camada biológica e consequente aumento de eficiência dos filtros (BELLAMY; HENDRICKS; LOGSDON, 1985), e ainda, que esses microrganismos possuem a capacidade de se adaptarem às mudanças de temperatura, desde que não sejam extremas e que haja tempo suficientemente longo para isso (ARNOLD; ARCHER; BARKDOLL, 2016).

De acordo com Sant'Anna Junior (2010), a atividade biológica é mais intensa entre 10 e 40°C, de forma que em temperaturas abaixo de 5°C ocorre significativa redução na taxa de crescimento microbiano, ao passo que temperatura acima de 40°C é desfavorável para a maioria dos microrganismos presentes na água. Assim, pode-se considerar que a temperatura de operação do sistema contribuía para o desenvolvimento da maioria da comunidade microbiológica.

(b) pH

As informações da estatística descritiva para as observações de pH nas amostras de água bruta e em cada filtro estão dispostas na Tabela 6. Ao passo que, nas Figuras 27 à 32 é apresentando o comportamento temporal desse parâmetro, correspondente ao pH da água bruta (AB) versus FLC, FLFC, FLSFC, FLSM, FLSCV e FLSRC, nas quais o retângulo azul

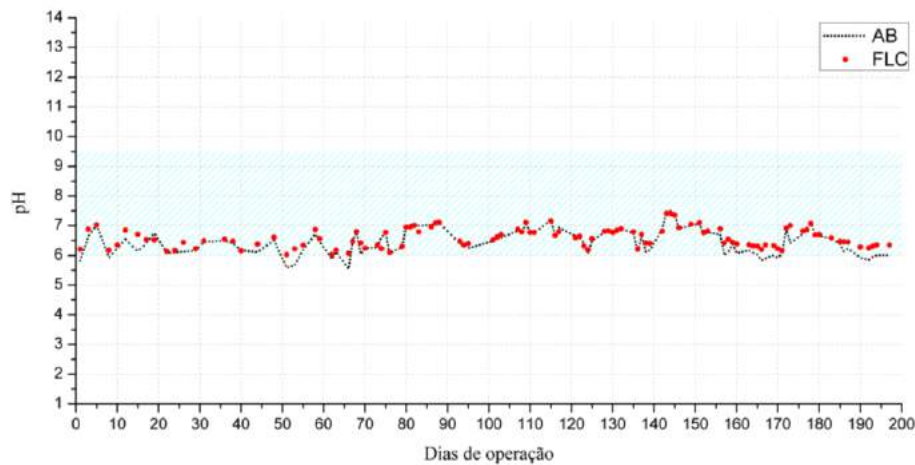
hachurado corresponde a faixa de pH exigido pela PRC n° 5 do MS (6,00 a 9,50) (BRASIL, 2017).

Tabela 6: Estatística descritiva - pH.

	AB	FLC	FLFC	FLSFC	FLSM	FLSCV	FLSRC
Média	6,48	6,59	6,56	6,55	6,56	6,59	6,60
Intervalo de maior frequência	6,47-6,78 (27,27%)	6,27-6,51 (28,18%)	6,18-6,39 (27,27%)	6,30-6,51 (25,46%)	6,21-6,41 (30,91%)	6,36-6,56 (31,82%)	6,39-6,59 (32,72%)
Mediana	6,49	6,55	6,52	6,53	6,52	6,56	6,57
Desvio padrão	0,43	0,32	0,29	0,29	0,27	0,28	0,28
Mínimo	5,54	6,03	5,97	5,88	6,01	5,96	5,99
Máximo	7,50	7,42	7,28	7,26	7,43	7,45	7,37
Significância do teste de normalidade (>5%)	0,095	0,009	0,025	0,133	0,031	0,547	0,769

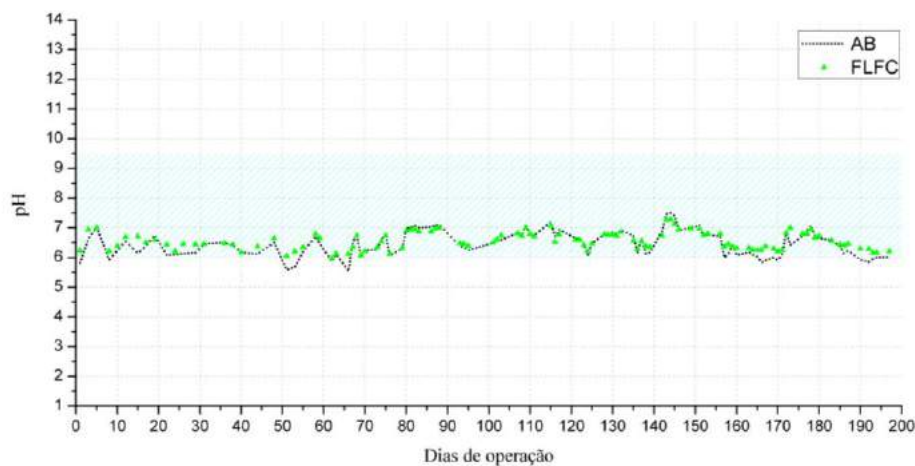
Fonte: Autor (2020).

Figura 27: pH - AB x FLC.



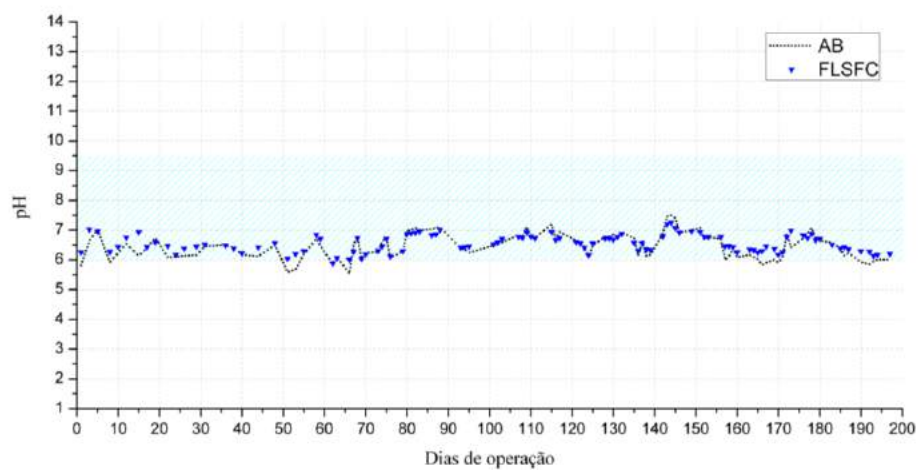
Fonte: Autor (2020).

Figura 28: pH - AB x FLFC.



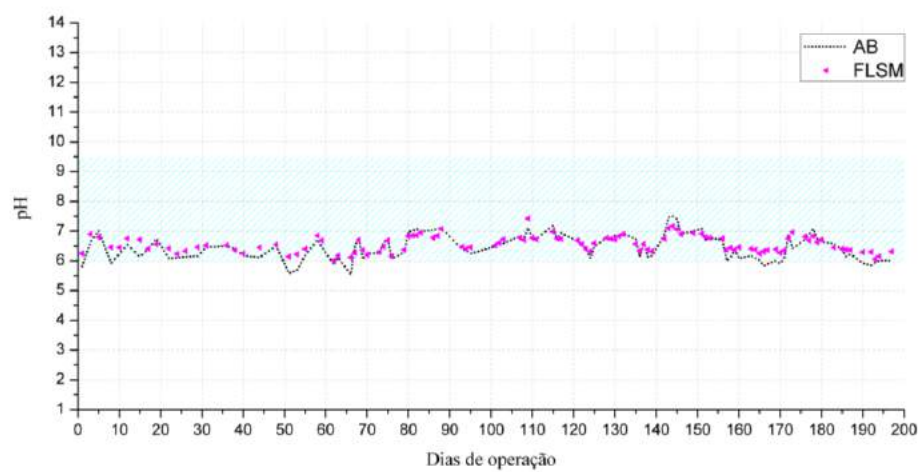
Fonte: Autor (2020).

Figura 29: pH - AB x FLSFC.



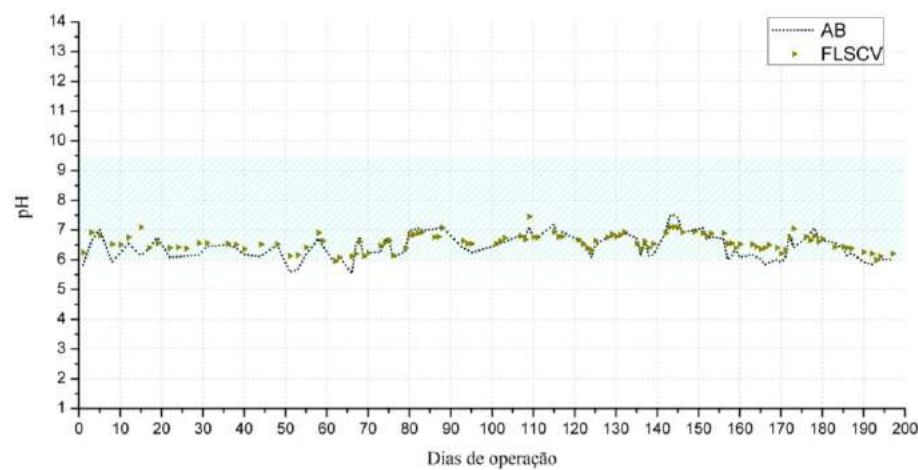
Fonte: Autor (2020).

Figura 30: pH - AB x FLSM.



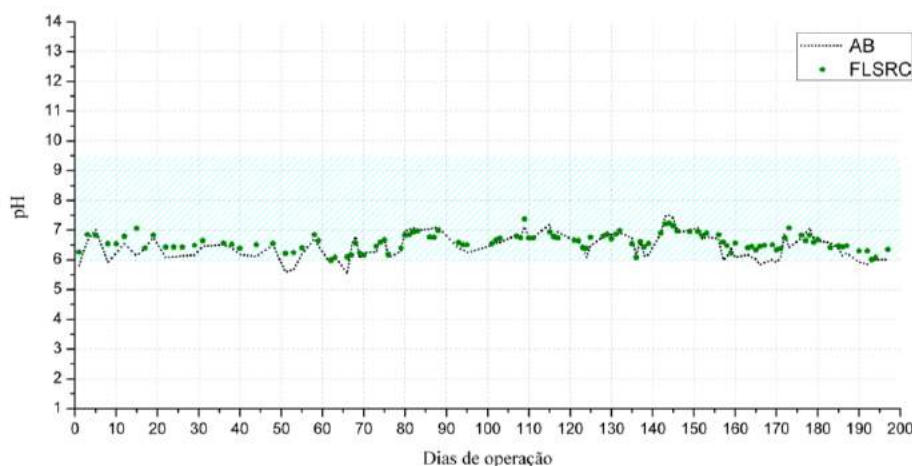
Fonte: Autor (2020).

Figura 31: pH - AB x FLSCV.



Fonte: Autor (2020).

Figura 32: pH - AB x FLSRC.



Fonte: Autor (2020).

O pH da água bruta variou entre 5,54 e 7,50, sendo que a maioria das amostras apresentaram pH de 6,47 a 6,78. A portaria nº 396/2008 do CONAMA não apresenta valores de pH para fins de classificação da água bruta. Contudo, considerando o padrão de potabilidade exigido pelo MS, 81,82% das amostras de água bruta apresentaram pH adequado para consumo humano.

No que concerne à água filtrada, os valores máximos e mínimos, média e intervalo de maior frequência para o pH da água foram apresentados na Tabela 6. De forma geral, a maior parte das amostras de água filtrada avaliadas quanto ao pH pertenciam ao intervalo de 6,18 a 6,59, considerando todos os filtros.

Ainda sobre o pH da água efluente aos filtros, todas as observações estavam em concordância com a legislação vigente, excetuando-se o 62º dia de operação. Nesse dia, somente os filtros FLC e FLSM não apresentaram água filtrada dentro do padrão de potabilidade.

Diante disso, percebe-se a atuação dos filtros na adequação do pH da água bruta ao padrão de potabilidade, mesmo essa já apresentando alto IAPP (81,82%), uma vez que praticamente a totalidade das amostras de água filtrada atendiam à legislação. Tal constatação apoia-se nos resultados de testes estatísticos apresentados na Tabela 7, quando se comparou as médias do pH das amostras de água bruta e tratada.

Tabela 7: Comparação estatística entre as médias do pH das amostras - p-valor.

	AB	FLC	FLFC	FLSFC	FLSM	FLSCV	FLSRC
AB	-	0,000 ^a	0,000 ^a	0,000 ^b	0,000 ^a	0,000 ^b	0,000 ^b
FLC	0,000 ^a	-	0,160 ^c	0,160 ^c	0,160 ^c	0,160 ^c	0,160 ^c
FLFC	0,000 ^a	0,160 ^c	-	0,160 ^c	0,160 ^c	0,160 ^c	0,160 ^c
FLSFC	0,000 ^b	0,160 ^c	0,160 ^c	-	0,160 ^c	0,980 ^d	0,920 ^d
FLSM	0,000 ^a	0,160 ^c	0,160 ^c	0,160 ^c	-	0,160 ^c	0,160 ^c
FLSCV	0,000 ^b	0,160 ^c	0,160 ^c	0,920 ^d	0,160 ^c	-	1,000 ^d
FLSRC	0,000 ^b	0,160 ^c	0,160 ^c	0,920 ^d	0,160 ^c	1,000 ^d	-

Fonte: Autor (2020).

Dessa forma, não se constatou diferenças significativas entre as médias de pH da água efluentes a cada filtro. Todavia, o pH das amostras de água filtrada mostrou diferente estatisticamente da água bruta, assim como ocorreu com a temperatura, só que neste caso observou-se tendência de pequena elevação do pH da água filtrada em comparação com a água bruta.

Essas alterações podem ser justificadas pela interação da água com os grãos do meio filtrante e/ou pelas reações químicas provocadas pela ação de microrganismos. Em seu trabalho, Murtha (1998) associou as alterações no pH da água efluente aos filtros lentos ao tempo de operação, de sorte que observou elevação desse parâmetros quanto mais desenvolvida fosse a camada biológica, com tendência à estabilização.

(c) *Cor aparente*

As Figuras 33 a 38 exibem o comportamento temporal da cor aparente da água bruta e da água tratada por cada filtro (FLC, FLFC, FLSFC, FLSM, FLSCV e FLSRC, respectivamente), bem como suas respectivas eficiências de remoção desse parâmetro. Ao passo que as Tabelas 8 e 9 contêm dados da estatística descritiva da cor aparente da água bruta e filtrada, e de remoção desse parâmetro, respectivamente. Cabe ressaltar que optou-se por não plotar observações que retratavam piora da qualidade da água afluenta (“eficiência negativa”), pois podem provocar conclusões errôneas sobre as eficiências dos sistemas de tratamento.

^a Teste não paramétrico de Wilcoxon (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias das duas variáveis dependentes, p-valor > 0,05).

^b Teste paramétrico “T” pareado (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias das duas variáveis dependentes, p-valor > 0,05).

^c Teste não paramétrico Kruskal-Wallis (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias dos grupos, p-valor > 0,05).

^d Teste paramétrico ANOVA (H_0 : As médias dos grupos avaliados são estatisticamente iguais, p-valor > 0,05) seguida de teste Tukey (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias dos grupos, p-valor > 0,05).

Da mesma maneira, desconsiderou-se essas observações para determinação da eficiência média de remoção de cor aparente em cada filtro. Entretanto, esses pontos não passaram despercebidos, uma vez que foram expressos através do Índice de Decaimento da Qualidade da Água (IDQA), juntamente com o Índice de atendimento ao padrão de potabilidade, na Tabela 8.

Tabela 8: Estatística descritiva - cor aparente, IDQA e IAPP.

	AB	FLC	FLFC	FLSFC	FLSM	FLSCV	FLSRC
Média	38	13	17	14	25	13	13
Intervalo de maior frequência	3-27 (49,09%)	7-15 (31,82%)	10-20 (39,09%)	0-10 (45,46%)	0-19 (60,91%)	0-10 (54,55%)	8-16 (35,46%)
Mediana	29	12	13	11	17	10	11
Desvio padrão	33	10	13	14	26	14	11
Mínimo	3	0	0	0	0	0	0
Máximo	267	63	64	107	141	87	57
Significância do teste de normalidade (>5%)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
IDQA (%)	-	7,27	10,91	6,36	26,36	6,36	4,55
IAPP (%)	13,64	63,64	59,09	65,45	45,46	72,73	70,00

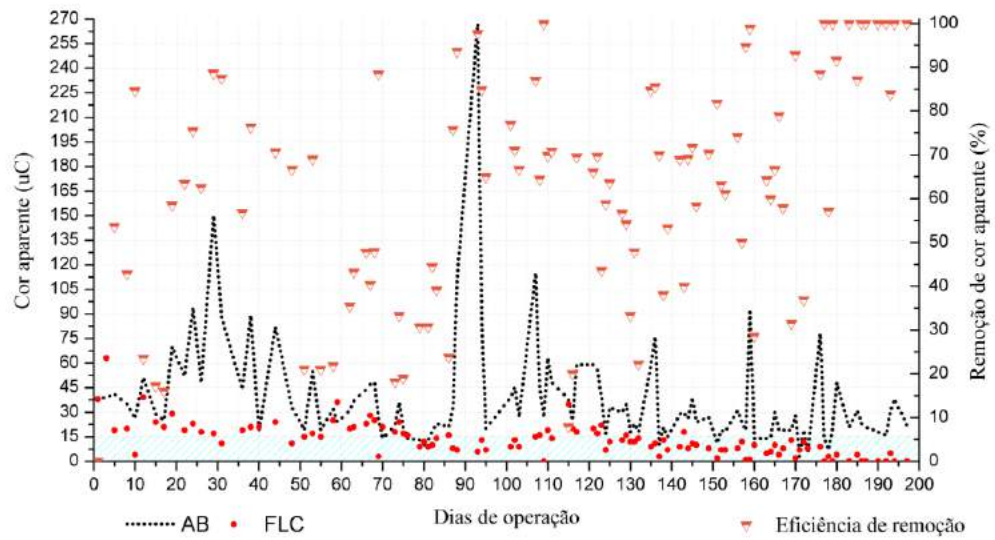
Fonte: Autor (2020).

Tabela 9: Estatística descritiva - remoção de cor aparente (%).

	FLC	FLFC	FLSFC	FLSM	FLSCV	FLSRC
Média	69,81	65,01	68,87	62,84	75,46	73,59
Intervalo de maior frequência	57-76 (32,35%)	60-80 (32,65%)	54-72 (33,98%)	40-60 (33,33%)	68-85 (30,10%)	80-100 (30,47%)
Mediana	69,92	65,54	68,83	60,91	75,37	71,85
Desvio padrão	21,83	22,43	22,53	25,52	17,79	21,17
Mínimo	21,05	5,56	0,00	0,00	20,00	0,00
Máximo	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Significância do teste de normalidade (>5%)	0,006	0,008	0,002	0,028	0,004	0,000

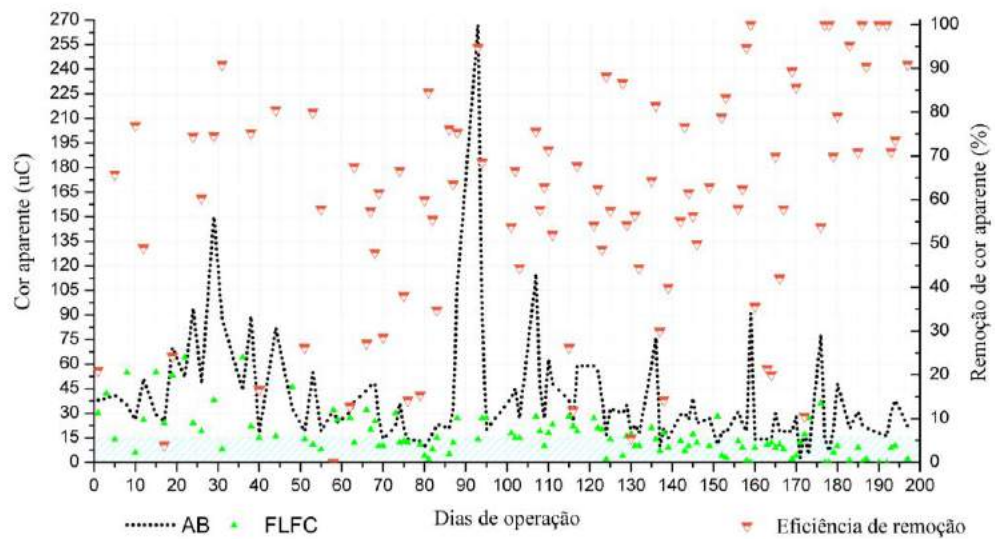
Fonte: Autor (2020).

Figura 33: Cor aparente - AB x FLC e eficiência de remoção.



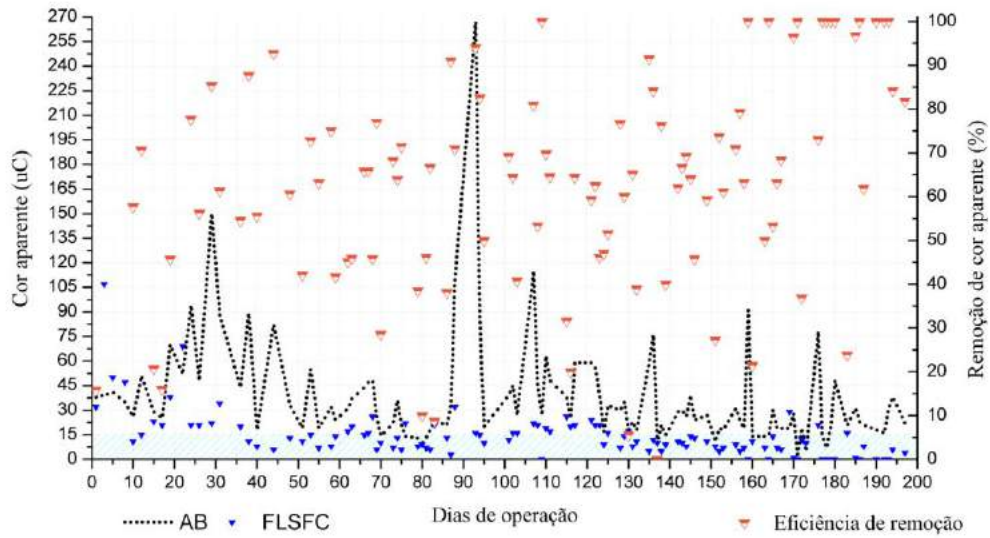
Fonte: Autor (2020).

Figura 34: Cor aparente - AB x FLFC e eficiência de remoção.



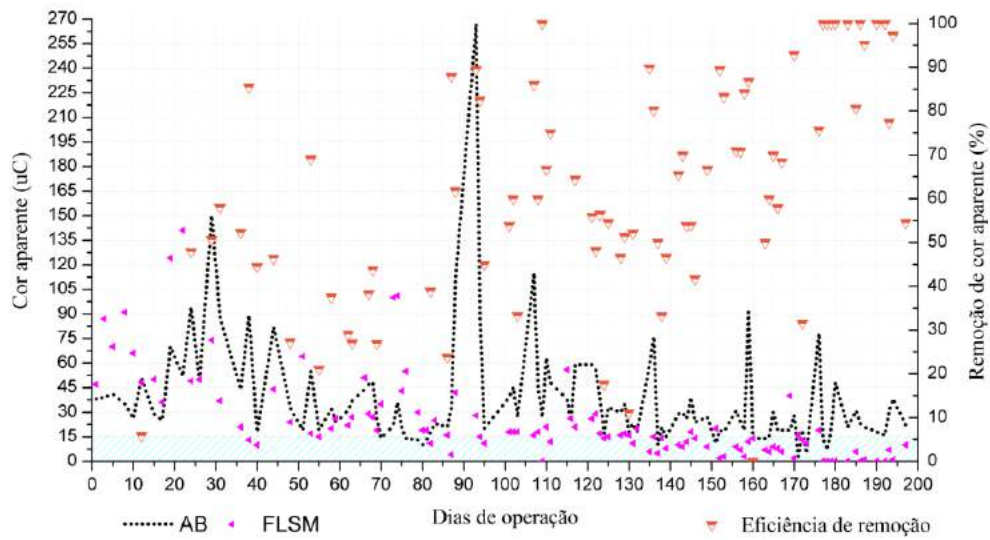
Fonte: Autor (2020).

Figura 35: Cor aparente - AB x FLSFC e eficiência de remoção.



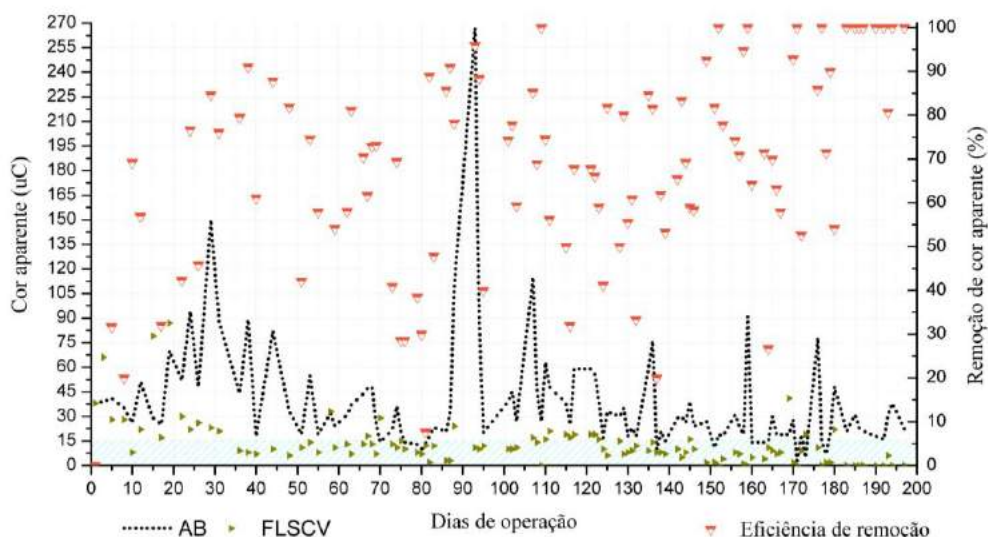
Fonte: Autor (2020).

Figura 36: Cor aparente - AB x FLSM e eficiência de remoção.



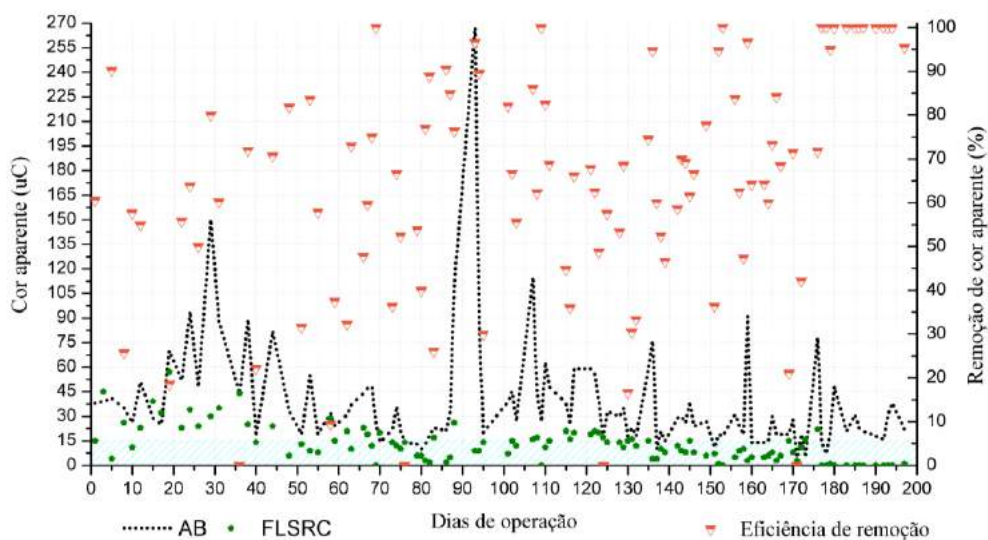
Fonte: Autor (2020).

Figura 37: Cor aparente - AB x FLSCV e eficiência de remoção.



Fonte: Autor (2020).

Figura 38: Cor aparente - AB x FLSRC e eficiência de remoção.



Fonte: Autor (2020).

A água bruta apresentou valores de cor aparente entre 3 e 267 uC, sendo que a maior parcela das amostras (49,09%) se concentrava no intervalo 3-27 uC. Apenas 13,64% das amostras de água bruta analisadas se enquadravam no padrão de potabilidade, que exige que a cor aparente da água seja menor ou igual a 15 uC.

Os resultados do monitoramento da cor aparente, tanto da água bruta quando da água efluente aos filtros comprovam que os filtros foram capazes de promover melhoria na qualidade da água, especialmente a partir do 32º dia de operação, quando uma maior densidade de observação atendia à legislação (área da hachura azul). O filtro FLSCV foi o que apresentou

maior percentual de amostras em consonância com a legislação, seguido dos filtros FLSRC, FLSFC, FLC, FLFC e FLSM, respectivamente.

Em contraponto, algumas observações demonstraram queda na qualidade da água efluente aos filtros, principalmente as que se referem ao filtro FLSM, que apresentou IDQA igual a 26,36%. O filtro FLSRC foi mais estável na produção de água tratada, ou seja, aquele que apresentou menor IDQA, 4,55%. A lista dos menores IDQA segue com os filtros FLSCV, FLSFC, FLC, FLFC e FLSM.

Analisando os filtros a partir da média de cor aparente da água efluente, observou-se que os filtros FLC, FLFC, FLSFC, FLSCV e FLSRC apresentaram médias que atendiam ao padrão de potabilidade. Porém, para maior rigor técnico-científico comparou-se estatisticamente as médias de cor aparente da água bruta e da filtrada, cujos resultados são apresentados na Tabela 10, na qual as células em destaque indicam a ocorrência de diferenças significativas.

Tabela 10: Comparação estatística entre as médias de cor aparente das amostras - p-valor.

	AB	FLC	FLFC	FLSFC	FLSM	FLSCV	FLSRC
AB	-	0,000 ^a	0,000 ^a	0,000 ^a	0,000 ^a	0,000 ^a	0,000 ^a
FLC	0,000 ^a	-	1,000 ^b	1,000 ^b	0,021 ^b	1,000 ^b	1,000 ^b
FLFC	0,000 ^a	1,000 ^b	-	1,000 ^b	1,000 ^b	0,151 ^b	0,555 ^b
FLSFC	0,000 ^a	1,000 ^b	1,000 ^b	-	0,022 ^b	1,000 ^b	1,000 ^b
FLSM	0,000 ^a	0,021 ^b	1,000 ^b	0,022 ^b	-	0,000 ^b	0,002 ^b
FLSCV	0,000 ^a	1,000 ^b	0,151 ^b	1,000 ^b	0,000 ^b	-	1,000 ^b
FLSRC	0,000 ^a	1,000 ^b	0,555 ^b	1,000 ^b	0,002 ^b	1,000 ^b	-

Fonte: Autor (2020).

Conforme Tabela 10, nota-se que, de fato, os filtros provocaram alterações na cor da água bruta, constadas pelas diferenças significativas entre a água bruta e filtrada. Comparando individualmente os filtros com materiais não convencionais com o filtro lento convencional (FLC), observa-se que somente FLSM foi estatisticamente diferente, no entanto, para pior, uma vez que este filtro apresentou maior média de cor aparente, menor IAPP e maior IDQA. Inclusive, o FLSM diferenciou-se estatisticamente de todos os demais filtros, com exceção do FLFC.

O desempenho inferior de FLSM em todos os quesitos avaliados decorre, possivelmente, do fato de que havia liberação de tinta pelo resíduo maravalha de angelim-vermelho aplicado como meio filtrante. Tal hipótese baseia-se na visualização da camada de areia abaixo da camada de maravalha, a qual apresentava coloração diferente da encontrada na camada

^a Teste não paramétrico de Wilcoxon (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias das duas variáveis dependentes, $p\text{-valor} > 0,05$).

^b Teste não paramétrico Kruskal-Wallis (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias dos grupos, $p\text{-valor} > 0,05$).

superior. Logo, assim como a camada de maravalha foi capaz de tingir a areia, é plausível que também tenha provocado incremento de cor na água efluente ao filtro.

Todavia, ao se analisar o desempenho do FLSM a partir do 86º dia de operação não foi observada diferença significativa entre a média desse e os demais filtros. Sendo assim, não se pode descartar a ideia de que se pode utilizar maravalha de madeira como camada intermediária de filtros lentos, desde que se tome cuidado na escolha do tipo de madeira e do seu pré-tratamento, para que não se tenha problemas com a liberação de cor em meio aquoso.

Ainda da comparação entre os filtros modificados com materiais alternativos, o filtro com camada intermediária de resíduo cerâmico (FLSRC) mostrou-se diferente estatisticamente do filtro com camada filtrante preenchida unicamente por fibras de coco (FLFC), excluindo o FLSM, foram os únicos filtros com materiais não convencionais que diferiram entre si. Dessa forma, para os filtros que não apresentaram diferenças estatísticas entre si, pode-se determinar a escolha com base em outros parâmetros de desempenho, como, por exemplo, a eficiência de remoção.

No que tange a eficiência média de remoção de cor aparente, todos os filtros alcançaram mais de 60% de remoção. O filtro FLSCV foi o que mais se destacou, seguido pelos filtros FLSRC, FLC, FLSFC, FLFC e FLSM, respectivamente. Dentre os filtros analisados somente os filtros FLSCV e FLSRC tiveram performance superior ao filtro controle. Contudo, ao se analisar estatisticamente as eficiências de remoção de cor aparente alcançadas por cada filtro não se encontrou diferenças significativas ($p\text{-valor} = 0,209$). Nessa situação, IDQA e principalmente o IAPP desempenham papel importante na tomada de decisão sobre a efetividade do sistema de tratamento.

As remoções médias de cor aparente nos filtros foram superiores as obtidas por Freitas (2017) ao operar filtros lentos em escala domiciliar. Os filtros operados, pela autora, de forma contínua alcançaram remoção média de cor aparente de 46,9%, enquanto que os que eram alimentados de forma intermitente resultaram em 47,3% de remoção. De maneira análoga a este trabalho, Souza et al. (2016) obteve 75% de remoção média de cor aparente em filtros lentos cuja a areia possui o mesmo diâmetro efetivo e coeficiente de uniformidade igual a 1,5.

(d) *Turbidez*

A variação do parâmetro turbidez na água bruta e filtrada em cada filtro e respectiva eficiência de remoção constam nas Figuras 39 a 44 (FLC, FLFC, FLSFC, FLSM, FLSCV e

FLSRC). Ao mesmo tempo em que a Tabela 11 traz dados da estatística descritiva da turbidez da água afluente e efluente aos filtros, e a Tabela 12 reproduz as mesmas informações para a eficiência de remoção desse parâmetro.

Assim como ocorreu com a cor aparente, desconsiderou-se as observações em que a água filtrada apresentava turbidez maior do que a água bruta no cálculo da eficiência de remoção média, bem como suprimiu-se sua representação nos gráficos. Contudo, como comentado anteriormente, essas observações foram analisadas à luz do IDQA.

Tabela 11: Estatística descritiva - turbidez, IDQA e IAPP.

	AB	FLC	FLFC	FLSFC	FLSM	FLSCV	FLSRC
Média	3,29	0,67	1,23	1,25	2,79	0,77	0,79
Intervalo de maior frequência	0-2,9 (57,27%)	0-0,75 (57,27%)	0-1,2 (75,45%)	0-1,3 (81,82%)	0-3,0 (77,27%)	0-1,0 (84,55%)	0-0,8 (50,91%)
Mediana	2,00	,00	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00
Desvio padrão	3,97	1,02	1,68	1,72	4,15	1,41	1,10
Mínimo	0	0	0	0	0	0	0
Máximo	33	7	8	12	28	10	5
Significância do teste de normalidade (>5%)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,003
IDQA (%)	-	2,73	10,91	6,36	21,82	5,46	2,73
IAPP (%)	29,09	82,73	75,46	81,82	51,82	84,55	83,64

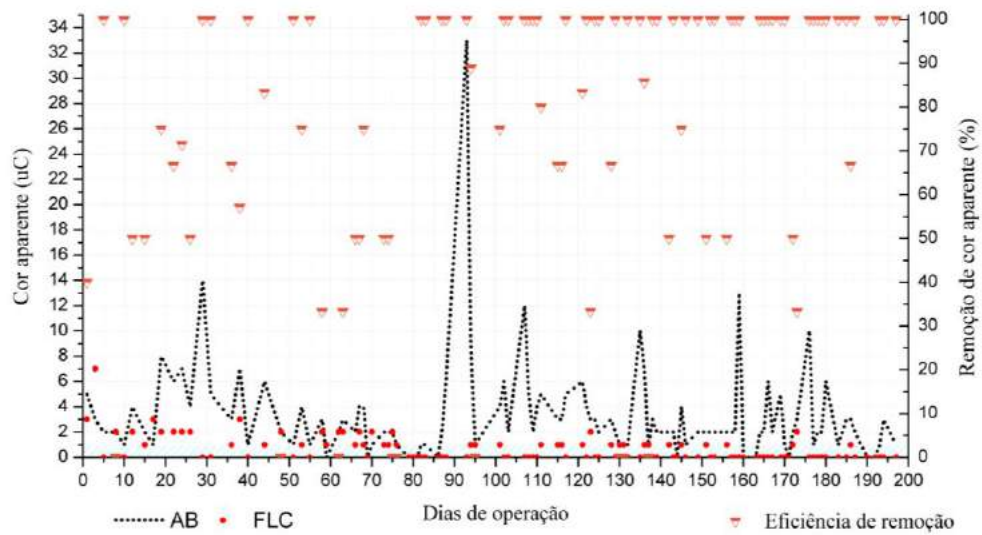
Fonte: Autor (2020).

Tabela 12: Estatística descritiva - remoção de turbidez (%).

	FLC	FLFC	FLSFC	FLSM	FLSCV	FLSRC
Média	85,32	76,61	77,30	66,37	87,29	78,07
Intervalo de maior frequência	75-100 (60,00%)	78-100 (55,29%)	81-100 (54,95%)	90-100 (39,19%)	88-100 (60,87%)	81-100 (54,74%)
Mediana	100,00	83,33	87,30	78,89	100,00	100,00
Desvio padrão	25,87	28,17	29,71	35,96	20,15	30,45
Mínimo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Máximo	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Significância do teste de normalidade (>5%)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

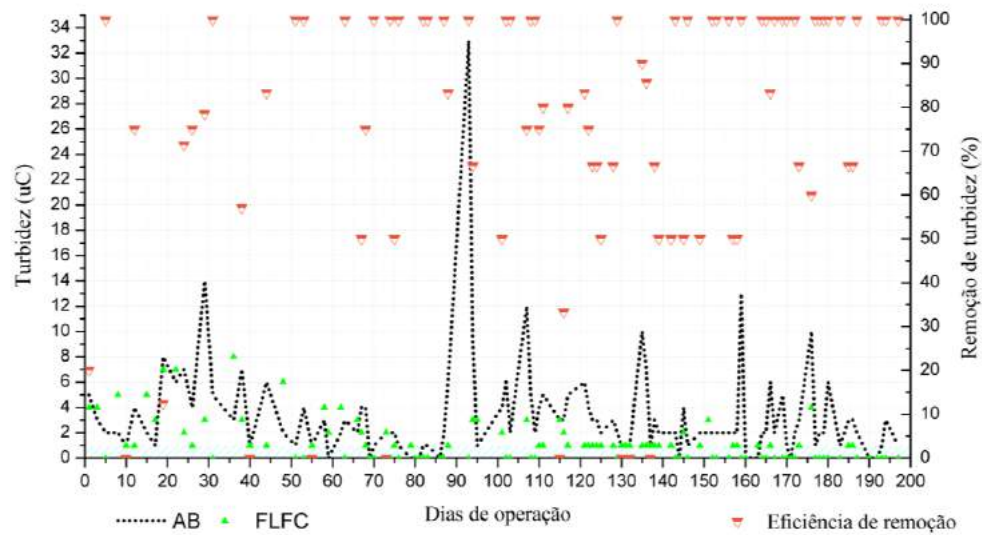
Fonte: Autor (2020).

Figura 39: Turbidez - AB x FLC e eficiência de remoção.



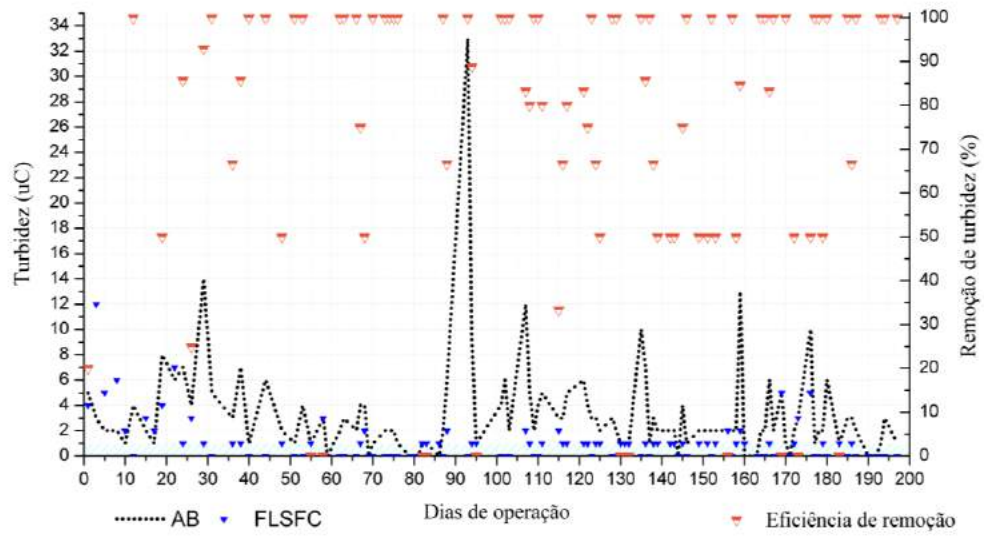
Fonte: Autor (2020).

Figura 40: Turbidez - AB x FLFC e eficiência de remoção.



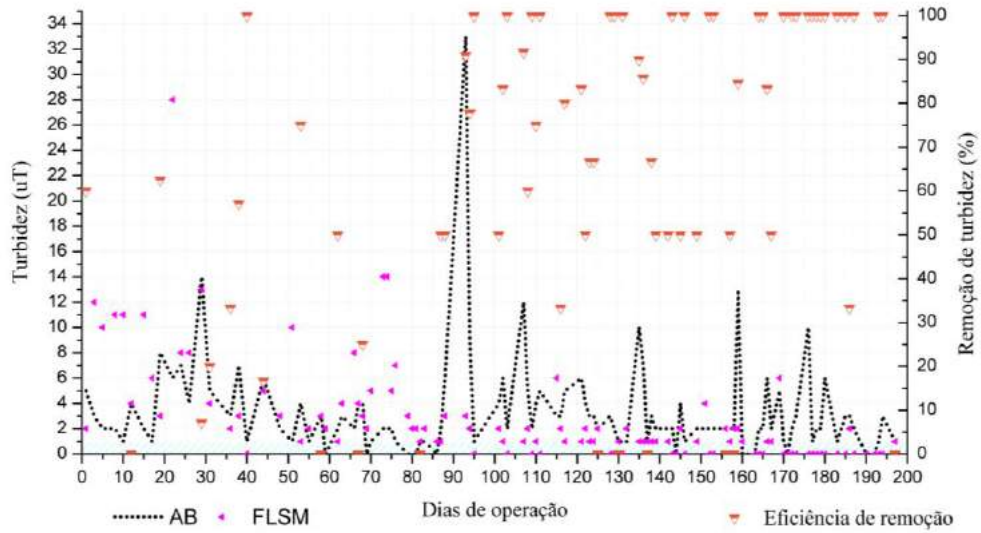
Fonte: Autor (2020).

Figura 41: Turbidez - AB x FLSFC e eficiência de remoção.



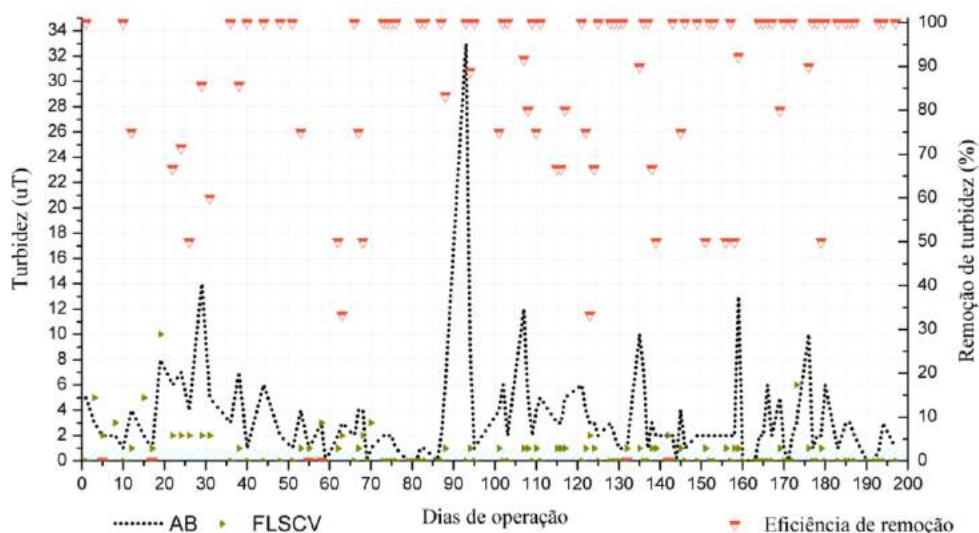
Fonte: Autor (2020).

Figura 42: Turbidez - AB x FLSM e eficiência de remoção.



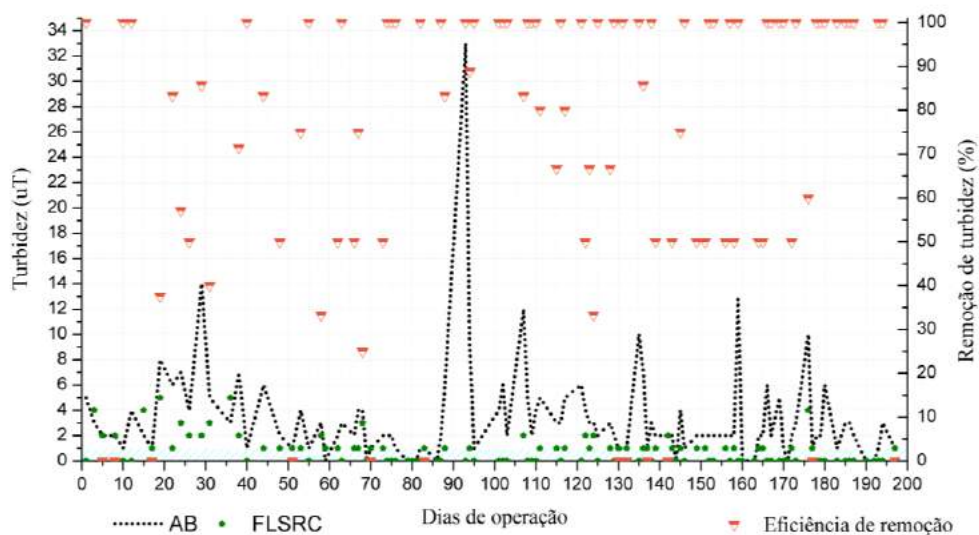
Fonte: Autor (2020).

Figura 43: Turbidez - AB x FLSCV e eficiência de remoção.



Fonte: Autor (2020).

Figura 44: Turbidez - AB x FLSRC e eficiência de remoção.



Fonte: Autor (2020).

A turbidez da água bruta variou de 0 a 33 uT, sendo que 57,27% das amostras estavam na faixa de 0 a 2,9 uT. Com relação ao atendimento ao padrão de potabilidade (IAPP), aproximadamente 29% das amostras já apresentavam turbidez menor ou igual a 1 uT, conforme preconiza a PRC n° 5 do MS para qualidade da água na saída de filtros lentos.

Acerca da água filtrada, todos os filtros foram capazes de remover turbidez da água efluente. O FLC foi o que apresentou menor média de turbidez, acompanhando pelos filtros FLSCV, FLSRC, FLFC, FLSFC e FLSM, nessa ordem. De forma semelhante à cor aparente os filtros produziram água no padrão de potabilidade com maior frequência a partir do 32° dia de operação, como podem ser observados através dos pontos situados na região da hachura azul

nas Figuras 39 à 44. Também para turbidez, o filtro FLSCV apresentou maior IAPP, seguido pelos filtros FLSRC, FLC, FLSFC, FLFC e FLSM, respectivamente.

Em relação as amostras que denotaram deterioração da qualidade da água que passava pelos filtros, os filtros FLSRC e FLC foram os mais estáveis, visto que apresentaram menor IDQA, 2,73%. À medida que, para esse índice, os filtros FLSCV, FLSFC, FLFC, e FLSM alcançaram 5,46%, 6,36%, 10,91% e 21,82%, respectivamente, como demonstrou a Tabela 11.

Avaliando, ainda, as médias de turbidez da água na saída dos filtros constatou-se que somente os filtros FLC, FLSCV e FLSRC apresentaram média de turbidez de acordo com o exigido pela legislação vigente. A Tabela 13 exhibe os valores de p-valor da comparação estatística entre as médias da turbidez da água bruta e da água tratada em cada filtro.

Tabela 13: Comparação estatística entre as médias de turbidez das amostras - p-valor.

	AB	FLC	FLFC	FLSFC	FLSM	FLSCV	FLSRC
AB	-	0,000 ^a	0,000 ^a	0,000 ^a	0,030 ^a	0,000 ^a	0,000 ^a
FLC	0,000 ^a	-	0,436 ^b	1,000 ^b	0,000 ^b	1,000 ^b	1,000 ^b
FLFC	0,000 ^a	0,436 ^b	-	1,000 ^b	0,020 ^b	0,473 ^b	1,000 ^b
FLSFC	0,000 ^a	1,000 ^b	1,000 ^b	-	0,000 ^b	1,000 ^b	1,000 ^b
FLSM	0,030 ^a	0,000 ^b	0,020 ^b	0,000 ^b	-	0,000 ^b	0,000 ^b
FLSCV	0,000 ^a	1,000 ^b	0,473 ^b	1,000	0,000 ^b	-	1,000 ^b
FLSRC	0,000 ^a	1,000 ^b	1,000 ^b	1,000 ^b	0,000 ^b	1,000 ^b	-

Fonte: Autor (2020).

Da análise da Tabela 13 nota-se que existiam diferenças entre a média de turbidez da água bruta e tratada em cada filtro, o que confirma a ação dos filtros na alteração da turbidez da água que os atravessam. Da comparação entre os filtros percebe-se que somente o filtro FLSM diferiu dos demais, cujos p-valores dos testes estatísticos constam nas células destacadas. No entanto, considerando a média de turbidez da água efluente, maior IDQA e menor IAPP, alcançados pelo filtro FLSM, conclui-se ser um destaque negativo dentre os filtros.

O desempenho inferior do filtro FLSM tem origem, possivelmente, nas mesmas razões apresentadas para o incremento de cor aparente. Uma vez que, assim como ocorrera com a cor aparente, não foram detectadas diferenças significativas entre as séries de dados de turbidez no filtro FLSM a partir do dia 86 de operação e as séries de dados do demais filtros. O que sugere que o fluxo de água que sucederam nos 85 dias anteriores serviu para promover algum tipo de limpeza do meio filtrante.

^a Teste não paramétrico de Wilcoxon (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias das duas variáveis dependentes, p-valor > 0,05).

^b Teste não paramétrico Kruskal-Wallis (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias dos grupos, p-valor > 0,05).

As eficiências de remoção de turbidez calculadas para as observações, em cada filtro, foram apresentadas na Tabela 12. Como para cor aparente, o filtro FLSFC obteve maior percentual de remoção média de turbidez (87,29%), sendo o único a superar o filtro convencional FLC (85,32%). Como terceiro mais efetivo na remoção de turbidez encontra-se o filtro FLSRC que alcançou, em média, 78,07% de redução de turbidez.

Assim, ao se comparar os filtros com materiais não convencionais percebe uma hegemonia dos filtros FLSCV e FLSRC. Na qual o primeiro foi responsável pela maior média de remoção de cor aparente e turbidez, enquanto o segundo apresentou menor IDQA. Ademais, observou-se que, de forma geral, todos os filtros foram mais efetivos na remoção de turbidez do que de cor aparente.

De fato, a maior parte da literatura especializada destaca o desempenho superior de filtros lentos na redução da turbidez em detrimento a cor aparente. Neste trabalho não foi diferente, dado que a eficiência média máxima de remoção de turbidez foi de 87,29%, na medida que para cor aparente foi de 75,46%.

Por fim, ao utilizar água bruta com valores de turbidez próximas a deste trabalho, Peralta (2005) obteve redução de turbidez acima de 90%. Todavia, os IAPP's obtidos neste trabalho para maioria dos filtros superaram os alcançados pela autora – mesmo o padrão de potabilidade sendo menos rigoroso na época do estudo (2 uT). Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) obtiveram, em média, redução de 87% da turbidez em filtro de areia com diâmetro efetivo igual ao da areia aplicada neste trabalho, e coeficiente de uniformidade igual a 2,06.

(e) *Condutividade elétrica*

A condutividade elétrica (CE) indica a capacidade da água natural de transmitir corrente elétrica em consequência da presença de substâncias dissolvidas, especialmente íons de ferro e manganês. A condutividade elétrica está ligada ao teor de salinidade, que é uma característica importante para muitos mananciais subterrâneos e águas superficiais, próximas ao litoral passíveis de intrusão salina (LIBÂNIO, 2016).

Além disso, a condutividade elétrica da água por si só não representa nenhum risco à saúde humana, porém, trata-se de uma importante variável de estudo pois representa, indiretamente, a concentração de Sólidos Totais Dissolvidos (STD), os quais são responsáveis por provocar sabor na água, deterioração das tubulações, e seu acúmulo na corrente sanguínea, quando ingeridos, podem provocar a formação de cálculos renais (SANTOS; MOHR, 2013).

Para STD, a PRC nº5 do MS (BRASIL, 2017) estabelece que a concentração deve ser menor ou igual a 1000 mg L^{-1} , mas para condutividade elétrica ainda não há uma previsão. Dessa forma, pode-se analisar os resultados de CE a partir limites estabelecidos por outros países. Pinto (2006) fez um levantamento do padrão de potabilidade adotado pelos países sul-americanos, pelos EUA e Canadá, e pela Organização Mundial da Saúde (OMS). Do seu trabalho pôde-se extrair que apenas seis países estabeleciam valores para CE, sendo a Colômbia o mais exigente ($\text{VMP}=1000 \text{ } \mu\text{s cm}^{-1}$) e o Peru o mais permissível ($\text{VMP}=2000 \text{ } \mu\text{s cm}^{-1}$).

Diante disso, a Tabela 14 apresenta a estatística descritiva dos resultados das análises de condutividade elétrica para água bruta e tratada, bem como o IDQA e IAPP, tomando como referência o limite de $1000 \text{ } \mu\text{s cm}^{-1}$. Os resultados das análises podem ser consultados no Apêndice E.

Tabela 14: Estatística descritiva - condutividade elétrica, IDQA e IAPP.

	AB	FLC	FLFC	FLSFC	FLSM	FLSCV	FLSRC
Média	228,9	206,8	224,3	228,3	228,1	222,6	223,3
Intervalo de maior frequência	106,5- 266,5 (80,77%)	189,6- 289,6 (46,15%)	111,6- 271,6 (92,30%)	136,6- 286,6 (92,30%)	125,0- 295,0 (92,30%)	133,7- 293,7 (92,30%)	100,2- 300,2 (92,30%)
Mediana	178,5	198,6	194,3	204,0	197,2	195,1	195,3
Desvio padrão	132,0	87,49	137,2	125,6	147,0	137,8	170,3
Mínimo	106,5	89,6	111,6	136,6	125,0	133,7	100,2
Máximo	596,0	537,0	791,0	703,0	863,0	825,0	983,0
Significância do teste de normalidade (>5%)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
IDQA (%)	-	50,00	46,15	53,85	46,15	50,00	42,30
IAPP (%)	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

Fonte: Autor (2020).

A condutividade elétrica da água bruta variou de $106,50$ a $596,00 \text{ } \mu\text{s cm}^{-1}$, ao passo que a filtrada de $100,20$ a $983 \text{ } \mu\text{s cm}^{-1}$. Aproximadamente 50% das amostras aumentaram sua condutividade elétrica ao passar pelos filtros, porém, esses incrementos não foram suficientes para que a qualidade da água efluente deixasse de atender ao padrão de potabilidade tomado como referência. De modo que todas as amostras, tanto da água bruta quanto da água filtrada, atendiam ao padrão de referência ($\text{CE}=1000 \text{ } \mu\text{s cm}^{-1}$).

Apesar das alterações na qualidade da água provocada pelos filtros, não foram observadas diferenças significativas entre a condutividade elétrica da água bruta e filtrada (Teste Wilcoxon), bem como entre a água efluente em cada filtro (Teste Kruskal-Wallis). Isso sugere que os mecanismos de filtros lentos não exerceram forte influência sobre esse parâmetro. Chan et al. (2018), Pfannes et al. (2015) e Canh, Furumai e Katayama (2019) também não observaram alterações significativas na condutividade elétrica. Em geral, as alterações na condutividade

elétrica ocorrem quando os materiais constituintes do meio filtrante contém íons monovalentes e/ou carbonatos capazes de reagir com a água (SIZIRICI et al., 2019).

5.3.2 Parâmetros microbiológicos

(a) Coliformes totais e termotolerantes

Os resultados das análises da concentração de coliformes totais se encontram na Tabela 15. Os valores em azul representa as análises em que houve redução da concentração de coliformes, ao passo que os valores em vermelho representam elevação desse parâmetro.

Tabela 15: Resultado das análises de coliformes totais (NMP/100mL).

Campanha	Dias de operação	AB	FLC	FLFC	FLSFC	FLSM	FLSCV	FLSRC
1	58	1,1x10 ⁴	<3,0x10	9,2x10	<3,0x10	2,3x10 ²	<3,0x10	<3,0x10
2	73	2,9x10 ³	3,6x10	1,5x10 ²	9,2x10 ¹	1,5x10 ³	9,3x10 ²	>1,1x10 ⁴
3	86	9,2x10	9,3x10 ²	1,5x10 ²	3,6x10	3,6x10	1,5x10 ²	<3,0x10
4	115	9,3x10 ²	2,4x10 ³	2,4x10 ³	>1,1x10 ⁴	2,4x10 ³	2,1x10 ³	>1,1x10 ⁴
5	128	2,1x10 ²	>1,1x10 ⁴	4,6x10 ³	>1,1x10 ⁴	>1,1x10 ⁴	>1,1x10 ⁴	>1,1x10 ⁴
6	141	2,3x10 ²	2,4x10 ³	3,6x10	9,2x10	2,3x10 ²	9,3x10 ²	>1,1x10 ⁴
7	156	2,3x10 ²	4,6x10 ³	2,3x10 ²	3,6x10	9,2x10	>1,1x10 ⁴	>1,1x10 ⁴
8	169	<3,0x10	2,4x10 ³	3,6x10	4,6x10 ³	2,4x10 ³	>1,1x10 ⁴	>1,1x10 ⁴
9	176	<3,0x10	2,3x10 ²	<3,0x10	9,3x10 ²	4,3x10 ²	9,3x10 ²	4,3x10 ²
10	183	9,2x10	4,3x10 ²	4,3x10 ²	4,6x10 ³	2,3x10 ²	2,4x10 ³	6,4x10 ²
11	190	3,6x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	9,3x10 ²
12	197	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	>1,1x10 ⁴

Fonte: Autor (2020).

Os resultados das análises de coliformes totais mostraram-se com grande variabilidade. Na primeira campanha, todos os filtros reduziram a concentração desse parâmetro, com destaque para os filtros FLC, FLSFC, FLSCV e FLSRC. Na segunda campanha, com exceção de FLSRC, todos os filtros removeram coliformes totais. Na terceira, foi a vez dos filtros FLC, FLFC e FLSCV apresentarem água efluente com concentração de coliformes superior à da água afluente.

Da Campanha 4 até a Campanha 10, a maioria das amostras de água filtrada apresentou concentração de coliformes totais superior à da água bruta. Nesse período, somente sete observações não representaram deterioração da qualidade da água: três em FLFC e duas no filtro FLSFC e duas em FLSM. Para explicar tal comportamento algumas hipóteses podem ser levantadas.

Antes da Campanha 4, os filtros foram alimentados por esgoto bruto durante 4 dias, de modo que nessa campanha e na seguinte, todos os filtros elevaram a concentração de coliformes totais na água, o que levou a suspeitar que a alta taxa de patógenos pudesse ter se alojado no meio filtrante. Diante disso, passou-se a alimentar os filtros somente com a água do poço, sem adição de esgoto, com objetivo de realizar a limpeza do meio filtrante (a dinâmica de operação dos sistemas foi ilustrada na Figura 20 do Item 5.3).

Estranhamente, nas campanhas seguintes (Campanha 6 e 7) metade dos filtros ainda apresentavam aumento na concentração de coliformes, o que contrasta com a ideia de fosse um problema de restauração do meio filtrante. Uma vez que, segundo Matteo D'Alessio et al., (2016), quando os filtros lentos são alimentados com alta carga de microrganismos patogênicos é possível que a concentração desses patógenos na água efluente seja maior do que a da água afluenta por um período curto, no entanto em pouco tempo os filtros já retomam suas condições originais.

Outra situação que dificulta a aceitação da hipótese de contaminação do leito filtrante é fato de que mesmo sendo realizadas descargas de fundo, que consiste na retirada de toda água do filtro, antes das Campanhas 8, 9 e 10, ainda se observou água efluente com elevada concentração de coliformes totais em detrimento à água bruta.

Assim, desconfiou-se que a contaminação da água afluenta poderia ser oriunda de fontes externas aos filtros, como a tubulação de saída da água filtrada. Neste caso, a hipótese admitida é de que a passagem de esgoto puro pela tubulação de saída tenha contribuído para o aumento das comunidades de coliformes no biofilme aderido às paredes da tubulação, de modo que as descargas de fundo não foram suficientes para realizar a limpeza dessa tubulação, devido sua forte aderência.

Dessa forma, nas duas últimas campanhas, as amostras foram coletadas no registro responsável pela descarga de fundo, imediatamente abaixo do filtro. Dessa maneira, evitou-se a coletar água que tivesse tido contato com o biofilme da parede da tubulação vertical por onde escoava a água filtrada em direção à torneira de saída.

Os resultados das análises das Campanhas 11 e 12 corroboram com a hipótese de contaminação da tubulação de saída, visto que nessas campanhas derradeiras, as amostras de água filtrada apresentaram concentração de coliformes menor ou igual a da água bruta para todos os filtros, excetuando-se o FLSRC. Nesse filtro, a água afluenta teve sua concentração de

coliformes totais elevada em 10 das 12 observações, sendo constatados valores positivos de remoção somente nas Campanha 1 e 3.

Em se tratando especificamente do filtro com resíduo cerâmico, Zhao et al. (2019) sugere que tijolos triturados possui estrutura porosa favorável à manutenção de comunidades biológicas. Assim, a população de grupo de bactérias coliformes pode ter encontrada no filtro com resíduo cerâmico um local mais propício para seu crescimento. No entanto, tal situação pode ter ocorrido nos demais filtros, porém, com menor intensidade. Ademais, Letshwenyo e Lebogang (2019) também atribui a concentração de patógenos à multiplicação celular e curtos-circuitos, esse último ocorre quando a água encontra caminho preferenciais no meio filtrante, de modo que os mecanismos de filtração não atuam sobre elas.

Os resultados da concentração de coliformes termotolerantes na água bruta e tratada são mostrados na Tabela 16.

Tabela 16: Resultado das análises de coliformes termotolerantes (NMP/100mL).

Campanha	Dias de operação	AB	FLC	FLFC	FLSFC	FLSM	FLSCV	FLSRC
1	58	4,2x10 ²	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10
2	73	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10
3	86	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10
4	115	2,3x10 ²	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10
5	128	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10
6	141	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10
7	156	2,3x10 ²	4,6x10 ³	2,3x10 ²	3,6x10	9,2x10	>1,1x10 ⁴	>1,1x10 ⁴
8	169	0	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10
9	176	0	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10
10	183	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10
11	190	<3,0x10	0	0	0	0	0	<3,0x10
12	197	0	0	0	0	0	0	<3,0x10

Fonte: Autor (2020).

De modo geral, a água bruta apresentou baixa concentração de coliformes termotolerantes. Da primeira campanha até a sexta todas amostras de água filtrada apresentaram concentração de coliformes termotolerantes menor ou igual a da água bruta. Na Campanha 7 somente os filtros FLSFC e FLSM reduziram esse parâmetro.

Assim como ocorreu para coliformes totais, as Campanhas 8 e 9 foram críticas, nas quais todos os filtros aumentaram a concentração de coliformes termotolerantes. Sendo que, naquela ocasião, a concentração desse parâmetro na água bruta era nula. Na campanha 10 os filtros apresentaram efluente com mesma carga de coliformes termotolerantes da água bruta.

Depois da mudança do local de coleta, Campanhas 11 e 12, os filtros apresentaram o melhor desempenho. Na Campanha 11, excetuando-se o FLSRC, todos reduziram 100% da quantidade de coliformes termotolerante. Os resultados da Campanha 12 foram semelhantes ao da campanha anterior, com a ressalva de que a água bruta, por si só, já se encontrava com concentração de coliformes termotolerantes igual a zero.

Aparentemente, os mecanismos que podem ter atuado na deterioração da qualidade da água para concentração de coliformes totais: contaminação do meio filtrante e tubulação de saída, caminhos preferenciais e multiplicação celular; foram menos decisivos para coliformes termotolerantes. Isso pode ter a ver com a concentração desse parâmetro na água bruta, dado que, via de regra era menor do que a concentração de coliformes termotolerantes. Além disso, Zipf, Pinheiro e Conegero (2016) também observaram maior variabilidade na concentração de coliformes totais em comparação com os termotolerantes, o que sugere que os mecanismos de remoção desses parâmetros não são necessariamente idênticos.

Os dados a respeito das eficiências obtidas e da estabilidade dos sistemas podem ser consultados na Tabela 17.

Tabela 17: Eficiência de remoção de coliformes totais e termotolerantes e IDQA.

	Nº de amostras	Coliformes totais		Nº de amostras	Coliformes termotolerantes	
		Remoção (%)	IDQA (%)		Remoção (%)	IDQA (%)
FLC	3	71,72 ± 47,68	66,67	2	89,91 ± 4,17	25,00
FLFC	4	73,75 ± 33,40	41,67	2	89,91 ± 4,17	16,67
FLSFC	6	69,74 ± 31,10	41,67	3	88,05 ± 4,36	16,67
FLSM	5	56,74 ± 29,16	41,67	3	79,94 ± 17,52	16,67
FLSCV	3	61,44 ± 41,91	66,67	2	89,91 ± 4,17	25,00
FLSRC	2	83,56 ± 22,87	83,33	2	89,91 ± 4,17	25,00

Fonte: Autor (2020).

As eficiências médias exibidas na Tabela 17 foram calculadas desconsiderando as situações em que houve aumento da concentração do parâmetro ao invés de redução (“eficiência negativa”). Dessa forma, associados à remoção média estão o número de observações que efetivamente representaram reduções.

Para coliformes totais, o filtro FLSRC foi o que apresentou maior remoção (83,56%), seguido por FLFC, FLC, FLSFC, FLSCV e FLSM, nessa ordem. Todavia, esses resultados devem ser vistos com cautela, uma vez que a média calculada para FLSRC baseou-se somente em duas observações. Pode-se notar que esse filtro foi o que mais promoveu piora na qualidade da água (IDQA=83,33%), o que sugere instabilidade na remoção desse parâmetro. Dado o número de amostras com redução de coliformes totais, pode-se dizer que os filtros com

materiais naturais orgânicos, FLFC, FLSFC e FLSM, são mais eficazes na remoção de coliformes totais, menor IDQA.

Com relação aos coliformes termotolerantes, a eficiência de remoção variou entre 79,94% (FLSM) e 89,91% (FLC, FLFC, FLSCV e FLRC). Com destaque para o filtro FLFC que apresentou maior remoção para esse parâmetro e maior estabilidade (menor IDQA). Aliás, assim como ocorreu para coliformes totais, os filtros com fibras de coco e maravalha foram mais estáveis na remoção de coliformes termotolerantes.

Ao que tudo indica, a presença desses materiais orgânicos no meio filtrante contribuiu de forma significativa na remoção de patógenos. Ao aplicar resíduos agroindustriais como meio filtrante, Kumar et al. (2019) observou que a aplicação de resíduos orgânicos como camada filtrante potencializa a remoção de patógenos, atribuída à elevada área superficial que esses materiais possuem, além de ser excelentes meios suporte para a fixação da atividade biológica.

Por fim, as eficiências de remoção de coliformes totais obtidas neste trabalho foram próximas às observadas por Matteo D'Alessio et al. (2016), que ao operar um filtro alimentado por uma mistura de água e 20% de esgoto, obteve remoção de 84,53%, sendo que quando cessou-se a alimentação de esgoto a remoção caiu para 75,81%. No trabalho de Letshwenyo e Lobogang (2019), a remoção desse parâmetro variou entre 45% e 100%, em um sistema formado por pré-filtro grosso e filtro lento.

A respeito da remoção de coliformes termotolerantes, as eficiências alcançadas se equiparam às observadas por Singer, Skinner e Cantwell (2017) quando avaliaram a remoção desse parâmetros em filtros imediatamente após a limpeza, obtendo remoção de 52,1% a 87,7%. Porém, em condições regulares, esse filtro possuía eficiência de remoção de 92,8% a 99,5%.

As remoções de coliformes totais e termotolerantes alcançadas neste trabalho, apesar de boas, são inferiores às obtidas pela literatura especializadas. Trabalhos como os de Sizerici et al., 2019, Delgado-Gardea et al. (2019), Rajesh Tundia, Ahammed e George (2016) obtiveram remoções acima de 90% para as mais diversas configurações de filtros.

Sobre o atendimento ao padrão de potabilidade quanto a concentração de coliformes, a legislação brasileira não prevê valores mínimos para a água efluente aos filtros, porém, para que seja considerada potável é necessário que tais microrganismos não estejam presentes na água. De maneira que se faz necessário, depois da filtração, aplicar algum método de desinfecção (BRASIL, 2017). Contudo, a desinfecção não foi objeto de estudo deste trabalho.

(b) *Contagem de bactérias anaeróbias heterotróficas mesófilas*

A qualidade microbiológica da água bruta e filtrada também foi avaliada a partir da análise da contagem de bactérias heterotróficas aeróbias mesófilas. Os resultados dessas análises, bem como as eficiências alcançadas, IDQA e IAPP constam na Tabela 18. Nessa tabela, os números em azul indicam as amostras obtiveram remoção do parâmetro, enquanto que os vermelhos representam aumento na concentração de mesófilos.

Tabela 18: Resultados das análises de contagem de mesófilos, eficiência de remoção, IDQA e IAPP.

#		AB	FLC	FLFC	FLSFC	FLSM	FLSCV	FLSRC
1	Valor (UFC/mL)	360	160	160	120	70	100	2900
	Remoção		55,56%	55,56%	66,67%	80,56%	72,22%	-
2	Valor (UFC/mL)	1000	12000	500	700	-	300	1000
	Remoção		-	50,00%	30,00%	-	70,00%	0,00%
3	Valor (UFC/mL)	-	-	3000	1000	600	450	90
	Remoção		-	-	-	-	-	-
4	Valor (UFC/mL)	-	-	600	-	1000	1000	-
	Remoção		-	-	-	-	-	-
5	Valor (UFC/mL)	-	3000	-	-	-	4000	-
	Remoção		-	-	-	-	-	-
6	Valor (UFC/mL)	-	-	-	-	-	-	-
	Remoção		-	-	-	-	-	-
7	Valor (UFC/mL)	1000	0	-	500	-	1000	100000
	Remoção		100,00%	-	50,00%	-	0,00%	-
8	Valor (UFC/mL)	-	-	-	-	-	-	10000
	Remoção		-	-	-	-	-	-
9	Valor (UFC/mL)	-	-	-	0	-	-	400
	Remoção		-	-	-	-	-	-
10	Valor (UFC/mL)	-	13000	-	-	-	-	-
	Remoção		-	-	-	-	-	-
11	Valor (UFC/mL)	-	-	-	-	2400	-	-
	Remoção		-	-	-	-	-	-
12	Valor (UFC/mL)	1000	2000	-	1500	3000	2000	-
	Remoção		-	-	-	-	-	-
	IDQA		33,33%	0,00%	25,00%	50,00%	25,00%	66,67%
	IAPP	25,00%	40,00%	50,00%	50,00%	20,00%	28,57%	20,00%
	Remoção média (%)	-	77,78%	52,78%	48,89%	80,56%	47,41%	0,00%

Fonte: Autor (2020).

Na primeira campanha somente no filtro FLSRC não reduziu a concentração de mesófilos. A reduções variaram de 55,56%, nos filtros FLC e FLFC, a 80,56% em FLSM. Na segunda campanha somente os filtros FLFC (50%), FLSFC (30%) e FLSCV (70%) reduziram esse parâmetro. Os resultados das demais campanhas dificultaram o entendimento do desempenho dos filtros na remoção de mesófilos. Visto que em muitas placas não foi possível realizar a contagem das unidades formadoras de colônia, essas ocorrências foram representadas por um traço, na Tabela 18. Quando isso ocorria com as placas inoculadas com água bruta a determinação da eficiência de remoção também era inviabilizada (“-” as linhas referentes à

remoção). Adicionalmente, optou-se por representar por um traço as situações em que houve piora na qualidade da água (“eficiência negativa”).

Dessa forma, os valores de remoção média, IAPP e IDQA foram calculados com bases em amostras cuja contagem nas placas era possível. Assim, o filtro FLSM apresentou maior eficiência de remoção (80,56%), seguido pelos filtros FLC (77,78%), FLFC (52,78%), FLSFC (48,89%), FLSCV (47,41%) e FLSRC. Este último não promoveu redução em nenhuma das observações que foi possível calcular a eficiência de remoção, pelo contrário, contribuiu com o decaimento da qualidade da água, motivo pelo qual apresentou maior IDQA, 66,67%.

Em geral, os valores de remoção obtidos foram menores do que os retratados na literatura. Ellis e Wood (1985), por exemplo, obtiveram remoção média acima de 99% de bactérias heterotróficas mesófilas em filtros lentos como camada biológica plenamente desenvolvida. Enquanto Bellamy et al. (1985) obteve 96% de remoção para esses microrganismos.

Relativo ao IAPP, o índice foi calculado considerando o limite para concentração de bactérias heterotróficas estabelecido pela PRC do MS nº 5 (Brasil 2017a), que exige que não seja superior a 500 UFC/mL. Dessa forma, 25% das amostras de água bruta atendiam ao padrão de potabilidade. Com relação aos sistemas de tratamento, os filtros com fibras de coco, FLFC e FLSFC, apresentaram maior número de amostras consonantes com a legislação (50%), enquanto que FLSRC apresentou menor IAPP.

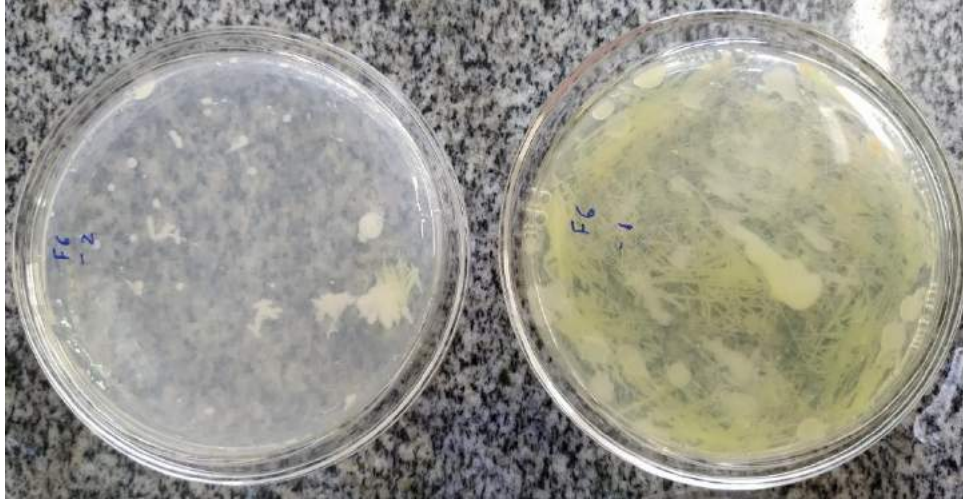
As dificuldades encontradas para a realizar a contagem das colônias nas placas podem ter origem nas características dos microrganismos que habitavam a água de estudo. Em geral, a determinação do número de colônias é feita a partir da identificação de pequenos círculos (ou pontos) bem definidos, cada um corresponde a uma unidade formadora de colônia. Porém, como pode ser observado na Figura 45, a delimitação das unidades formadoras de colônias era dificultada pelas características dos indivíduos de crescerem juntos.

Assim, suspeita-se que a metodologia aplicada na determinação não seja adequada para determinação da mesófilos em águas com as características semelhantes à deste trabalho. O método *Spreader plate*, aplicado neste trabalho, consiste na inoculação das amostras somente após a solidificação do meio de cultura (Plate Count Agar – PCA), o que pode ter facilitado a associação entre colônias.

Segundo Domingues et al. (2007) métodos como *Pour plate* (no qual a amostra é inoculada no PCA ainda líquido) e de esgotamento por semeadura (que possui procedimento

metodológicos idêntico ao realizado neste trabalho, porém, com a aplicação de meio de cultura diferente, o *Tryptone Soy Agar – TSA*), são mais indicados para análise de águas.

Figura 45: Placas petri cujas colônias cresceram juntas.



Fonte: Autor (2020).

Diante da quantidade de placas que não era possível realizar a contagem buscou-se fazer uma análise qualitativa. Para tanto, elaborou a Figura 46 a partir das observações da Campanha 6 à Campanha 12. Cada amostra de água, em cada campanha, recebeu três círculos para retratar as três diluições que eram inoculadas (1/10, 1/100 e 1/1000). As cores desses círculos retratam os resultados obtidos, de modo que círculos azuis correspondem às placas em que não ocorreu o crescimento de colônias; os círculos vermelhos representam as placas que não puderam ter sua quantidade colônias quantificadas, seja pelo fato de terem tomado toda a placa ou por terem crescido juntas. Por fim, os círculos sem preenchimento refletem as placas que puderam ser avaliadas quanto a quantidade de colônias.

Figura 46: Análise qualitativa da remoção de mesófilos.

	C6	C7	C8	C9	C10	C11	C12
AB	● ● ●	● ○ ●	● ● ●	● ● ●	● ● ●	● ● ●	● ○ ●
FLC	● ● ●	● ● ●	● ● ●	● ● ●	● ● ●	● ● ●	○ ○ ●
FLFC	● ● ●	● ● ●	● ● ●	● ● ●	● ● ●	● ● ●	● ● ●
FLSFC	● ● ●	○ ● ●	● ● ●	● ● ●	● ● ●	● ● ●	○ ● ●
FLSM	● ● ●	● ● ●	● ● ●	● ● ●	● ● ●	○ ● ●	○ ● ●
FLSCV	● ● ●	● ● ●	● ● ●	○ ● ●	● ● ●	● ● ●	○ ○ ●
FLSRC	● ● ●	● ● ○	● ○ ○	● ● ●	● ● ●	● ● ●	● ● ●

LEGENDA: ● Incontável; ● Vazio; ○ Contável.

Fonte: Autor (2020).

Dessa forma, considerando o número de placas vazias na água bruta e nos filtros, notou-se que, com exceção de FLSRC, todos os filtros apresentaram quantidade de placas vazias superior a água bruta. Ainda, os filtros FLFC, FLSFC e FLSM foram os que apresentaram maior número dessas placas, o que sugere que esses filtros são mais eficazes na remoção de mesófilos. Logo, a análise qualitativa da concentração de mesófilo contribui para aceitação da hipótese levantada durante as análises da remoção de coliformes, de que os materiais naturais orgânicos atuam na remoção de patógenos de maneira positiva, ao passo que resíduos cerâmicos podem induzir elevações na concentração de patógenos.

5.4 Principais microrganismos encontrados na *schmutzdecke*

Na análise da camada biológica do filtro de areia e de fibras de coco pôde-se observar indivíduos como: Nematódeos, Tecamebas, Ciliados e Heliozoário, todos do grupo de protozoários, sendo Nematódeos e Tecamebas os mais frequentes. As Figuras 47 e 48 exibem os principais microrganismos encontrados, respectivamente para o filtro de areia e o com fibras de coco.

De acordo com Rocha (2003), os protozoários de vida livre, como os encontrados neste trabalho, possuem posição importante na cadeia trófica de ambientes naturais, sua atuação contribui no processo de autopurificação da água em estações de tratamento de água e estações de tratamento de esgotos. Uma vez que se alimentam de matéria orgânica, bactérias e outros protozoários (OLIVEIRA; PRADO, 2016).

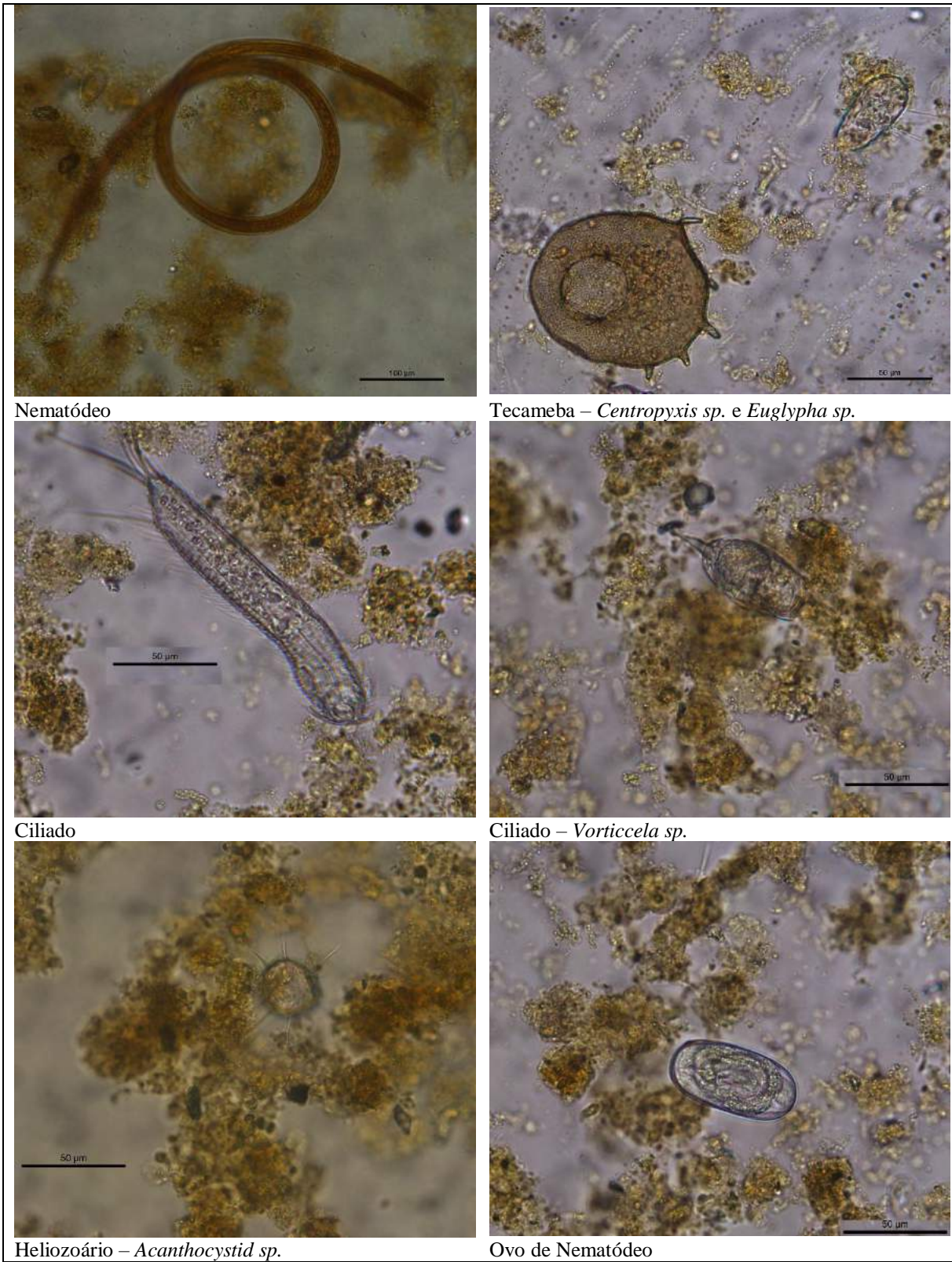
Segundo Bichai, Payment e Barbeau (2008), os protozoários que compõem o zooplâncton se alimentam de grande variedade de patógenos presentes na água. Algumas espécies de ciliados, por exemplo, são predadores natos de oocistos e bactérias patogênicas (MANSANO, 2012), o mesmo vale para os Rotíferos (STOTT et al., 2003) e Nematódeos (BLANC et al., 2006).

A comunidade bacteriana da *schmutzdecke* de filtros lentos desempenha papel importante no tratamento de água, seja na degradação da matéria orgânica ou na remoção de microrganismos patogênicos. A uniformidade das espécies que habitam a *schmutzdecke* influencia positivamente no desempenho de filtros lentos, de forma que filtros bem desenvolvidos apresentam alguns gêneros de microrganismos em comum, mesmo não sendo necessariamente alimentados pela mesma água (HAIG et al., 2015).

Assim como neste trabalho, Bichai et al., (2014) também observou elevado número de Nematódeos, acompanhados de boa quantidade de Rotíferos. Do mesmo modo Freitas, (2017) constatou a presença de ovos de Nematódeos, *Vorticella* sp., Nematódeo, Rotíferos e Ciliados. Ao passo que Salati (2010) encontrou os indivíduos supracitados, tecamebas e muitas outras espécies de protozoários e algas.

Este trabalho apresentou diversidade microbiológica menos rica do que os trabalhos citados anteriormente, possivelmente pela característica da água bruta. Por se tratar de água de poço é natural que possua comunidade biológica menos diversa do que água superficiais, dado que o processo de alimentação dos aquíferos simula o processo de filtração, no qual muitas impurezas e microrganismos são retidos. Não o bastante, na ocasião das análises da *schumtzdecke*, fim dos experimentos, os filtros não recebiam mais água com adição de esgoto, que pode ter afetado na variedade das espécies, a qual possivelmente era maior quando havia contribuição de esgoto na água do poço.

Figura 47: Principais microrganismos encontrados na superfície do filtro de areia.



Fonte: Autor (2020).

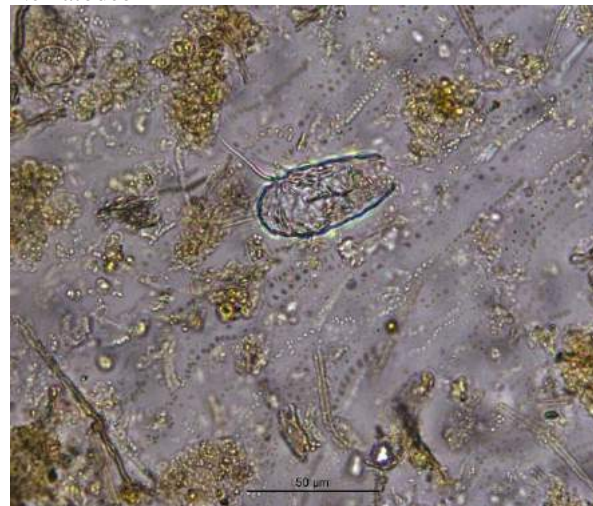
Figura 48: Principais microrganismos encontrados na superfície do filtro de fibras de coco.



Nematódeo



Tecameba - *Centropyxis* sp.



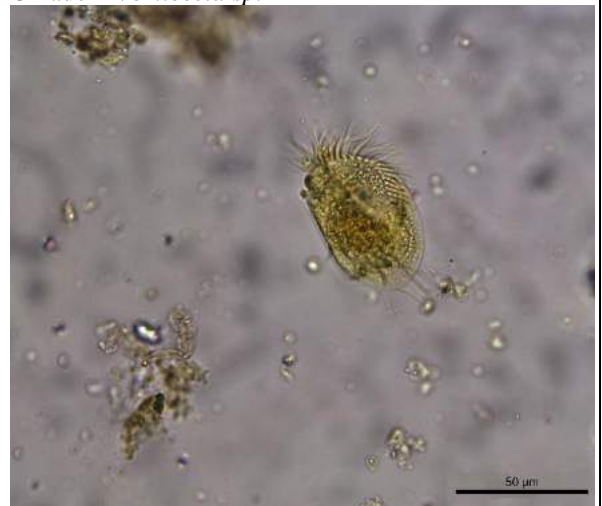
Tecameba – *Euglypha* sp.



Ciliado – *Vorticella* sp.



Rotífero



Ciliado – *Euplotes* sp.

Fonte: Autor (2020).

6 CONCLUSÕES

Este trabalho objetivou comparar as eficiências obtidas em filtros lentos com meios filtrantes não convencionais com a obtida em filtro lento tradicional de areia. Para tanto, aplicou-se resíduos como camada filtrante. Os resíduos empregados, fibras de coco, maravalha de angelim-vermelho, carvão vegetal de rolhas de vinhos de cortiça e resíduos cerâmicos, possuem apelo ambiental, econômico e, principalmente, técnico. Pois visou-se obter benefícios durante a filtração, dada a elevada porosidade, área superficial e, portanto, grande capacidade de adsorção desses materiais.

A caracterização dos materiais constituintes do meio filtrante demonstrou que a areia de construção utilizada possuía tamanho efetivo (0,17 mm) e coeficiente de uniformidade (2,85) adequados à aplicação na filtração lenta. Além disso, as britas graduadas também atenderam o critério técnico: relação $d_{máx}/d_{mín}$ igual a dois. Por fim, os resíduos empregados apresentaram elevada absorção de água, sendo as fibras de coco o mais absorvente ($103,90\% \pm 14,34\%$) e o resíduo cerâmico o menos ($10,99 \pm 1,07\%$). A respeito da porosidade, as fibras de coco foi o material mais poroso ($49,85\% \pm 3,88\%$), enquanto que o carvão vegetal apresentou menor valor para esse parâmetro ($3,60\% \pm 1,45\%$).

Sobre o desempenho dos sistemas, testes estatísticos demonstraram haver diferenças significativas entre a água bruta e as filtradas para temperatura, pH, cor aparente e turbidez. O que não ocorreu para condutividade elétrica. Na comparação entre os filtros, observou-se não haver diferenças estatisticamente significativas entre os filtros com materiais não convencionais e o controle, para os parâmetros supracitados. Assim, a substituição da areia pelos resíduos não ocasionou perdas de eficiência, corroborando seu emprego.

Ainda, foi observado que os filtros constituídos de camada intermediária de camada granular, carvão vegetal e resíduos cerâmicos, foram mais eficientes na remoção cor aparente e turbidez. O filtro com camada intermediária de carvão vegetal de cortiça foi o mais eficiente na remoção de turbidez e cor aparente, porém o filtro com resíduo cerâmico foi mais estável na remoção desse parâmetro. O filtro com carvão vegetal resultou em maior Índice de Atendimento ao Padrão de Potabilidade (IAPP) para cor aparente, ao passo que o filtro com resíduos cerâmicos obteve maior IAPP para turbidez.

Para coliformes totais e termotolerantes, o filtro com camada intermediária de resíduo cerâmico também apresentou maior remoção média (83,56%). No entanto, esse resultado se

baseou em menor número de observações do que os demais filtros, o que pode ter elevado a média. Analisando além da média, percebeu-se que os filtros modificados com fibras de coco e maravalha, foram mais efetivos na remoção de patógenos, pois propiciaram mais amostras com redução na concentração de patógenos. Assim, esses filtros foram os mais estáveis na redução dos parâmetros microbiológicos.

Aparentemente, a capacidade de adsorção do carvão vegetal de cortiça e dos resíduos cerâmicos contribuíram para remoção de parâmetros físicos. Já nos filtros com fibras de coco e maravalha de angelim-vermelho, a adsorção associada à porosidade dos materiais teve papel menos decisivo do que nos filtros anteriores, porém, a utilização de camada filtrante de materiais orgânicos contribui para maior atividade biológica e maior estabilidade no tratamento de águas com microrganismos patogênicos.

Diante do exposto, a utilização de materiais convencionais como meios filtrantes em filtros lentos não ocasionou diferenças significativas no desempenho do sistema. Pelo contrário, a depender do tipo de resíduo empregado pode-se obter remoções superiores às dos filtros convencionais para os mais diversos parâmetros. Assim, sugere-se que qualquer filtro estudado neste trabalho pode ser aplicado na substituição de filtros lentos, a depender da disponibilidade do resíduo, sem que haja nenhuma perda.

REFERÊNCIAS

- ABNT. NBR 12216/1992. Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento. 1992.
- ALVES, G. B. et al. Casca de coco verde: fonte de tanino para controle de coliformes. **Educação ambiental em ação**, n. 58, 2016.
- AMIRTHARAJAH, A. Some Theoretical and Conceptual Views of Filtration. **Journal (American Water Works Association)**, v. 80, n. 12, p. 36–46, 1988.
- ANJALI, M. S.; SHRIHARI, S.; SUNIL, B. M. Experimental studies of slag filter for drinking water treatment. **Environmental Technology & Innovation**, v. 15, p. 100418, 2019.
- ANTONELLI, J. **Utilização de madeira residual de pinus na adsorção de chumbo e posterior gaseificação e geração de energia elétrica**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia na Agricultura) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2015.
- APCOR. **Cortiça/Cork 2018/2019**. Santa Maria de Lamas: APCOR, 2018.
- APCOR. **Realcork APCOR - Associação Portuguesa da Cortiça**, 2019. Disponível em: <<https://www.apcor.pt/cortica/o-que-e/>>. Acesso em: 8 jan. 2020.
- APHA, A. P. H. A. **Standard Methods for examination of water and wastewater**. 22 thed ed. Washington: Apha, 2012.
- ARAGÃO, W. M.; SANTOS, V. do A. J.; ARAGÃO, F. B. **Produção de fibra de cultivares de coqueiro**, Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2005.
- ARNOLD, N.; ARCHER, A.; BARKDOLL, B. Bacterial adaptation and performance of household biosand water filters in differing temperatures. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 16, n. 3, p. 794–801, 2016.
- AZEREDO, N. G. D. **Avaliação das propriedades físicas e mecânicas em blocos cerâmicos estruturais através do método de ultrassom na região de Campos dos Goytacazes - RJ**. 2015. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, 2015.
- BAKER, M. N. Plain sedimentation. In: **The quest for pure water**. 2nd. ed. USA: AWWA, 1981. v. 1p. 527.
- BELLAMY, W. D. et al. Removing Giardia Cysts With Slow Sand Filtration. **Journal - American Water Works Association**, v. 77, n. 2, p. 52–60, 1985.
- BELLAMY, W. D.; HENDRICKS, D. W.; LOGSDON, G. S. Slow Sand Filtration: Influences of Selected Process Variables. **Journal - American Water Works Association**, v. 77, n. 12, p. 62–66, 1985.
- BHATNAGAR, A.; SILLANPÄÄ, M. Utilization of agro-industrial and municipal waste materials as potential adsorbents for water treatment—A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 157, n. 2–3, p. 277–296, 2010.

BICHAI, F. et al. Predation and transport of persistent pathogens in GAC and slow sand filters: A threat to drinking water safety? **Water Research**, v. 64, p. 296–308, 2014.

BICHAI, F.; PAYMENT, P.; BARBEAU, B. Protection of waterborne pathogens by higher organisms in drinking water: a review. **Canadian Journal of Microbiology**, v. 54, n. 7, p. 509–524, 2008.

BLANC, C. et al. Nutrition on bacteria by bacterial-feeding nematodes and consequences on the structure of soil bacterial community. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, p. S70–S78, 2006.

BONAMONE, M. de B. et al. Logística reversa do resíduo de coco verde - uma abordagem sobre possibilidades de reaproveitamento. **Revista LOGS: Logística e Operações Globais Sustentáveis**, v. 1, n. 1, 2019.

BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental**. 2º ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. 2005.

BRASIL. Lei nº 11.445 de 05 de janeiro de 2007. Lei nº 11.445 de 05 de janeiro de 2007. 2007.

BRASIL. 396/2008. Resolução CONAMA Nº 396, de 03 de abril de 2008. 2008.

BRASIL, D. N. E. R. **Agregados - análise granulométrica**. Rio de Janeiro, 1998.

BRASIL, F. N. S. **Manual prático de análise de água**. 4º ed. Brasília: FUNASA, 2013.

BRASIL, M. S. 05/2017. Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. 2017a, Anexo XX.

BRASIL, M. D. N. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2017**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental - Ministério das Cidades, 2019. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2017>>. Acesso em: 21 abr. 2018a.

BRASIL. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Site Institucional. 2018b. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pesquisa/15/11863>>. Acesso em: 6 jan. 2020.

BRASIL, M. S. Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. 2011.

BRITO, L. L. A. et al. Amadurecimento de filtros lentos de areia e remoção de microrganismos indicadores de qualidade da água ao longo da profundidade do leito: uma avaliação em instalação piloto. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 307–317, 2005.

BRUNI, M. A.; SPUHLER, D. **Slow Sand Filtration**. 2019. Disponível em: <<https://sswm.info/sswm-university-course/module-6-disaster-situations-planning-and-preparedness/further-resources-0/slow-sand-filtration>>. Acesso em: 11 jan. 2020.

CALDAS, A. S.; VIANA, Z. C. V.; SANTOS, V. L. C. S. Fibras de Cocos nucifera como sorvente de petróleo em ambiente marinho. **Acta Brasiliensis**, v. 1, n. 1, p. 13–18, 2017.

CANH, V. D.; FURUMAI, H.; KATAYAMA, H. Removal of pepper mild mottle virus by full-scale microfiltration and slow sand filtration plants. **npj Clean Water**, v. 2, n. 1, p. 18, 2019.

CARROTT, P. J. M.; CARROTT, M. M. L. R.; MOURÃO, P. A. M. Pore size control in activated carbons obtained by pyrolysis under different conditions of chemically impregnated cork. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 75, n. 2, p. 120–127, 2006.

CASTELÕES, L. C. M. Briquetagem de Finos de Carvão Mineral da Mina de São Roque da Carbonífera Criciúma, SC. In: ANAIS DO XVI ENCONTRO NACIONAL DE TRATAMENTO DE MINÉRIOS E HIDROMETALURGIA 1995, Rio de Janeiro. **Anais**. Rio de Janeiro, 1995.

CHAN, S. et al. Monitoring biofilm function in new and matured full-scale slow sand filters using flow cytometric histogram image comparison (CHIC). **Water Research**, v. 138, p. 27–36, 2018.

DAMASCENO, N. L. de A. **Relatório técnico de perfuração de poços tubulares**. São Cristóvão: Sondar - Hidrogeologia Consultoria e Perfuração Ltda, 2010.

DELGADO-GARDEA, Ma. C. E. et al. Streptophyta and Acetic Acid Bacteria Succession Promoted by Brass in Slow Sand Filter System Schmutzdeckes. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 7021, 2019.

DI BERNARDO, L. (ED.). **Tratamento de água para abastecimento por filtração direta**. São Carlos: RiMa, 2003.

DI BERNARDO, L.; BRANDÃO, C. C. S.; HELLER, L. **Tratamento de águas de abastecimento por Filtração em Múltiplas Etapas**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2º ed. São Paulo: RiMa, 2005. v. 2

DI BERNARDO, L.; SABOGAL PAZ, L. P. **Seleção de tecnologia de tratamento de água**. São Carlos: LDIBE LTDA, 2008.

DOMINGUES, V. O. et al. Contagem de bactérias heterotróficas na água para consumo humano: comparação entre duas metodologias. **Saúde (Santa Maria)**, v. 33, n. 1, p. 15–19, 2007.

DOMINGUINI, L. et al. Utilização de resíduos de materiais cerâmicos na adsorção de corante azul de metileno. **Cerâmica**, v. 60, n. 354, p. 218–222, 2014.

ELLIOTT, M. et al. Investigation of E. coli and Virus Reductions Using Replicate, Bench-Scale Biosand Filter Columns and Two Filter Media. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 12, n. 9, p. 10276–10299, 2015.

ELLIS, K. V.; WOOD, W. E. Slow sand filtration. **Critical Reviews in Environmental Control**, v. 15, n. 4, p. 315–354, 1985.

ERBA, C. M. et al. Remoção de diclofenaco, ibuprofeno, naproxeno e paracetamol em filtro ecológico seguido por filtro de carvão granular biologicamente ativado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n. 2, p. 137–142, 2012.

FAO. **FAOSTAT**. Site Institucional. 2017. Disponível em: <<http://www.fao.org/faostat/en/#data/QI>>. Acesso em: 6 jan. 2020.

FERREIRA, A. C. S.; PÁDUA, V. L. Qualidade da água para consumo humano. In: HELLER, L.; PÁDUA, V. Lúcio (Eds.). **Abastecimento de água para consumo humano**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2010. v. 1p. 418.

FERREIRA FILHO, S. S. **Tratamento de água: concepção, projeto e operação de estações de tratamento**. 1º ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2017.

FONTES, H. R. **A cultura do coco**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2006.

FONTES, P. J. P. **Auto-suficiência energética em serrarias de Pinus e aproveitamento de resíduos**. 1994. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1994.

FRANCO, M. **Remoção de metais pesados da água por filtração lenta em nãotecidos com auxílio de coagulante extraído de sementes de “Moringa oleifera”**. 2015. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2015.

FREITAS, B. L. S. **Filtros lentos em escala domiciliar como alternativa de tratamento de águas com risco microbiológico em comunidades isoladas**. 2017. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

FROHLICH, J. **Uso de resíduo cerâmico em cimentos ternários tipo LC³: estudo dos produtos da hidratação**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade do Vale dos Rios dos Sinos, São Leopoldo, 2019.

GAVA, G. H. **Análise da utilização de cerâmica vermelha como adsorvente na remoção de fósforo em solução aquosa**. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2018.

GOTTINGER, A. M. et al. The effectiveness of slow sand filters to treat Canadian rural prairie water. **Canadian Journal of Civil Engineering**, v. 38, n. 4, p. 455–463, 2011.

GRACE, M. A.; HEALY, M. G.; CLIFFORD, E. Performance and surface clogging in intermittently loaded and slow sand filters containing novel media. **Journal of Environmental Management**, v. 180, p. 102–110, 2016.

Como fazer carvão ativado em casa - Simples e fácil de produzir. Direção: GUIA DO SOBREVIVENTE. 229 segundos.

HAIG, S.-J. et al. The Relationship between Microbial Community Evenness and Function in Slow Sand Filters. **mBio**, v. 6, n. 5, p. e00729-15, 2015.

HELLER, L. et al. Oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*: circulação no ambiente e riscos à saúde humana. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, v. 13, n. 2, p. 79–92, 2004.

HUANG, J. et al. Ball milled biochar effectively removes sulfamethoxazole and sulfapyridine antibiotics from water and wastewater. **Environmental Pollution**, v. 258, p. 113809, 2020.

HUISMAN, L.; WOOD, W. E. **Slow Sand Filtration**. Geneva: World Health Organization, 1974.

IPT. **IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas**. Site Institucional. 1989. Disponível em: <https://www.ipt.br/informacoes_madeiras/23-angelim.htm>. Acesso em: 9 jan. 2020.

IVES, K. J. Review paper rapid filtration. **Water Research**, v. 4, p. 23, 1970.

JAYALATH, C. P. G.; MIGUNTANNA, N. S.; PERERA, H. A. K. C. Burnt Clay Bricks as an Alternative Filter Media for Pebble Matrix Filters (PMF). **Engineer: Journal of the Institution of Engineers, Sri Lanka**, v. 49, n. 3, p. 1, 2016.

KHIARI, Z. et al. Integration of Biochar Filtration into Aquaponics: Effects on Particle Size Distribution and Turbidity Removal. **Agricultural Water Management**, v. 229, p. 105874, 2020.

KOHNE, R. W.; LOGSDON, G. S. Slow Sand Filtration. p. 3, 2004.

KRIKA, F.; AZZOUZ, N.; NCIBI, M. C. Adsorptive removal of cadmium from aqueous solution by cork biomass: Equilibrium, dynamic and thermodynamic studies. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 9, p. S1077–S1083, 2016.

KUMAR, P. et al. Agro-industrial residues as a unique support in a sand filter to enhance the bioactivity to remove microcystin-Leucine arginine and organics. **Science of The Total Environment**, v. 670, p. 971–981, 2019.

LEITE, E. R. S. et al. Qualidade do carvão vegetal produzido a partir da madeira do cafeeiro, para uso bioenergético. **Coffee Science**, v. 10, n. 2, p. 251–261, 2015.

LETSHWENYO, M. W.; LEBOGANG, L. Assessment of roughing and slow sand filter modified with slag and clinker ash for removal of microorganisms from secondary effluent. **Environmental Technology**, p. 1–12, 2019.

LI, J.; ZHOU, Q.; CAMPOS, L. C. The application of GAC sandwich slow sand filtration to remove pharmaceutical and personal care products. **Science of The Total Environment**, v. 635, p. 1182–1190, 2018.

LI, Z. et al. Competitive adsorption of tylosin, sulfamethoxazole and Cu(II) on nano-hydroxyapatite modified biochar in water. **Chemosphere**, v. 240, p. 124884, 2020.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3º ed. Campinas: Editora Átomo, 2010.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 4º ed. Campinas: Átomo, 2016.

LLOYD, B. J. The significance of protozoan predation and adsorption for the removal of bacteria by slow sand filtration. In: GRAHAM, N. J. D.; COLLINS, R. (Eds.). **Advances in slow sand and alternative biological filtration**. Chichester, UK: Wiley, 1996.

MACHADO, K. C.; DAMM, D. D.; FORNARI JUNIOR, C. C. M. Reaproveitamento tecnológico de resíduo orgânico: casca de coco verde na produção de gabinetes ecológicos de computadores. In: FORUM INTERNACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS - ANAIS 2009, Porto Alegre. **Anais**. Porto Alegre, 2009.

MAHARJAN, N. et al. Development of slow sponge sand filter (SpSF) as a post-treatment of UASB-DHS reactor effluent treating municipal wastewater. **Water Science and Technology**, v. 74, n. 1, p. 65–72, 2016.

MALLEK, M. et al. Granulated cork as biosorbent for the removal of phenol derivatives and emerging contaminants. **Journal of Environmental Management**, v. 223, p. 576–585, 2018.

MANSANO, A. S. **Estrutura da comunidade microbiana e a importância da bacterivoria por protozoários em uma represa subtropical (Represa do Lobo, SP, Brasil)**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais), São Carlos, 2012.

MATTEO D’ALESSIO et al. A low-cost water-treatment system for potable water supplies in developing countries and after a natural disaster: ability to remove total coliforms and E. coli. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 18, n. 3, p. 925–934, 2016.

MATTOS, A. L. A. et al. **Beneficiamento da casca de coco verde**. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 2011.

MEDEIROS NETO, P. N; OLIVEIRA, E; PAES, J. B. Relações entre as características da madeira e do carvão vegetal de duas espécies da caatinga. **Floresta e Ambiente**, v. 21, n. 4, p. 484–493, 2014.

MELLO, O. M. T. **Avaliação do desempenho da Filtração em Múltiplas Etapas no tratamento de água com elevadas concentrações de algas**. 1998. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, 1998.

MICHELAN, D. C. G. S. **Filtração em margem de rio precedendo a filtração lenta, para remoção de carbofurano, em tratamento de água para consumo humano**. 2010. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

MIMURA, A. M. S. Atividades experimentais simples envolvendo adsorção sobre carvão. **Química nova na escola**, v. 32, p. 4, 2010.

MOURÃO, P. M.; CARROTT, P. J. M.; CARROTT, M. M. L. R. Cortiça: uma nova perspectiva. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 30, n. 1, p. 282–289, 2007.

MÜLLER, L. C. et al. Adsorção do azul de metileno em serragem de *Pinus elliottii* (pinus) e *Drepanostachyum falcatum* (bambu). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 4, p. 687–695, 2019.

MUNAWAR, S. S.; UMEMURA, K.; KAWAI, S. Characterization of the morphological, physical, and mechanical properties of seven nonwood plant fiber bundles. **Journal of Wood Science (Japan)**, 2007.

MURTHA, N. A. **Avaliação da influência de variáveis hidráulicas, parâmetros de projeto e das características da água bruta na eficiência de filtros lentos de areia**. 1998. Dissertação

(Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1998.

MURTHA, N. A.; HELLER, L. Avaliação da influência de parâmetros de projeto e das características da água bruta no comportamento de filtros lentos de areia. **engenharia sanitária e ambiental**, v. 8, p. 11, 2003.

MUTER, O. et al. Distinguishing the roles of carrier and biofilm in filtering media for the removal of pharmaceutical compounds from wastewater. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 111, p. 462–474, 2017.

NAIME, R. et al. Gestão de resíduos sólidos na indústria madeireira. **REMADE: Revista da Madeira**, n. 77, 2003.

NASCIMENTO, A. P.; PELEGRINI, R. T.; BRITO, N. N. Filtração lenta para o tratamento de águas para pequenas comunidades rurais. **REEC - Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, v. 4, n. 2, 2012.

NOVAIS, R. M. et al. Extremely fast and efficient methylene blue adsorption using eco-friendly cork and paper waste-based activated carbon adsorbents. **Journal of Cleaner Production**, v. 197, p. 1137–1147, 2018.

OLIVEIRA, F. B.; PRADO, G. P. Microfauna de lodos ativados: uma excelente ferramenta para determinação de eficiência em tratamento de efluentes. **Revista Tecnológica**, v. 5, n. 2, 2016.

OLIVEIRA, F. F. De; SCHNEIDER, R. P. Slow sand filtration for biofouling reduction in seawater desalination by reverse osmosis. **Water Research**, v. 155, p. 474–486, 2019.

OLIVEIRA, Y. L. et al. Estudo da Reutilização de Resíduos de Telha Cerâmica (Chamote) em Formulação de Massa para Blocos Cerâmicos. **Cerâmica Industrial**, v. 21, n. 2, p. 45–50, 2016.

ONU, W. H. O.; UNICEF, U. N. C. F. **Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene: 2017 Update and SDG Baselines**. Geneva: World Health Organization, 2017.

OULMAN, C. S.; BURNS, D. E.; BAUMANN, E. R. Effect on Filtration of Polyelectrolyte Coatings of Diatomite Filter Media. **Journal - American Water Works Association**, v. 56, n. 9, p. 1233–1238, 1964.

PÁDUA, V. L. Soluções alternativas desprovidas de rede. In: **Abastecimento de água para consumo humano**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2010. v. 1p. 418.

PASSOS, L. **Desempenho do concreto leve com agregado cerâmico reciclado em substituição ao agregado natural na execução de elementos estruturais**. 2019. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2019.

PERALTA, C. C. **Remoção do indicador Clostridium perfringens e de oocistos de Cryptosporidium parvum por meio da filtração lenta - avaliação em escala piloto**. 2005. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, 2005.

PEREIRA, B. L. C. et al. Efeito da carbonização da madeira na estrutura anatômica e densidade do carvão vegetal de Eucalyptus. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 2, p. 545–557, 2016.

PERONI, B. L. et al. Extração do tanino a partir da casca de coco verde (cocos nucifera) e síntese do poliestireno sulfonado de copos plásticos / Tannins extraction from coco verde bark (cocos nucifera) and synthesis of sulfonated polystyrene plastic cups. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 10, p. 21316–21330, 2019.

PFANNES, K. R. et al. Selective elimination of bacterial faecal indicators in the Schmutzdecke of slow sand filtration columns. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 99, n. 23, p. 10323–10332, 2015.

PINTO, V. G. **Análise comparativa de legislações relativa à qualidade da água para consumo humano na América do Sul**. 2006. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

PIZZOLATTI, B. S. et al. Comparison of backwashing with conventional cleaning methods in slow sand filters for small-scale communities. **Desalination and Water Treatment**, v. 54, n. 1, p. 1–7, 2015.

PYPER, G. R.; LOGSDON, G. S. Slow sand filter design. In: LOGSDON, G. S. (Ed.). **Slow Sand Filtration**. Report to Committee on slow sand filtration New York: American Society of Civil Engineers, 1995. v. 1.

RAJESH TUNDIA, K.; AHAMMED, M. M.; GEORGE, D. The effect of operating parameters on the performance of a biosand filter: a statistical experiment design approach. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 16, n. 3, p. 775–782, 2016.

RAMÍREZ, M. G. L. **Desenvolvimento de biocompósitos de amido termoplástico reforçados por fibra de coco verde**. 2011. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

RAMSKILL, E. A.; ANDERSON, W. L. The inertial mechanism in the mechanical filtration of aerosols. **Journal of Colloid Science**, v. 6, n. 5, p. 416–428, 1951.

RICHTER, C. A. **Água: métodos e tecnologia de tratamento**. São Paulo, SP: Blucher, 2009.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. São Paulo: Edgard Blucher, 1991.

ROCHA, J. D. Produção e caracterização de briquetes de casca de pinhão-mansão. In: LAVIALA, B. G.; RODRIGUES, E. V. (Eds.). **Pinhão-mansão: pesquisas, conhecimentos e práticas**. Brasília: Embrapa, 2019.

ROCHA, O. **Avaliação do estado do conhecimento da diversidade biológica do Brasil: Águas doce**. Brasília: COBIO/MMA – GTB/CNPq – NEPAM/UNICAMP, 2003.

ROSSI, C. H. **Remoção de micropoluentes na filtração lenta com pré-oxidação com radiação solar**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2010.

SÁ, J. C. **Remoção de Microcystis aeruginosa e Microcistina pelo processo de filtração lenta**. 2002. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, 2002.

SALATI, D. S. **Desempenho da filtração lenta com diferentes períodos de amadurecimento no tratamento de águas contendo elevadas densidade de células tóxicas de Microcystis aeruginosa**. 2010. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

SAMPAIO, J. A.; FRANÇA, S. C. A.; BRAGA, P. F. A. **Tratamento de minérios: práticas laboratoriais**. Brasília: CETEM/MCT, 2007.

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência, 2010.

SANTOS, F. F. S. **Comparação entre os meios filtrantes areia e não tecido sintético na eficiência da filtração lenta para tratamento de água**. 2015. Tese de doutorado - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2015.

SANTOS, R. S.; MOHR, T. Saúde e qualidade da água: Análises microbiológicas e físico-químicas em águas subterrâneas. **Revista Contexto e Saúde**, v. 13, n. 24, p. 8, 2013.

SAVASTANO JUNIOR, H. et al. Plant fibre reinforced cement components for roofing. **Construction and Building Materials**, v. 13, p. 433–438, 1999.

SCHIJVEN, J. F. et al. A mathematical model for removal of human pathogenic viruses and bacteria by slow sand filtration under variable operational conditions. **Water Research**, v. 47, n. 7, p. 2592–2602, 2013.

SILVA, A. B. et al. Correlações entre propriedades da madeira e do carvão vegetal de clone de. In: ANAIS DO I SEAFLOR - SEMANA DE APERFEIÇOAMENTO EM ENGENHARIA FLORESTAL 2017, Lavras. **Anais**. Lavras, 2017.

SILVA, E. J. et al. Degradação da fibra de coco imersa em soluções alcalinas de cimento e NaOH. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 10, p. 981–988, 2015.

SILVA, N. et al. **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água**. 4. ed. São Paulo: Livraria Varela, 2010.

SINGER, S.; SKINNER, B.; CANTWELL, R. E. Impact of surface maintenance on BioSand filter performance and flow. **Journal of Water and Health**, v. 15, n. 2, p. 262–272, 2017.

SIZIRICI, B. et al. Modified biosand filters enriched with iron oxide coated gravel to remove chemical, organic and bacteriological contaminants. **Journal of Water Process Engineering**, v. 27, p. 110–119, 2019.

ŚMIECH, K. M. et al. Comparing mixed-media and conventional slow-sand filters for arsenic removal from groundwater. **Water (Switzerland)**, v. 10, n. 2, 2018.

SNIF. **Boletim SNIF 2019**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2019.

SOARES, V. C. et al. Correlações entre as propriedades da madeira e do carvão vegetal de híbridos de eucalipto. **Revista Árvore**, v. 38, n. 3, p. 543–549, 2014.

SOUZA, W. A. **Tratamento de Água**. Natal: CEFET/RN, 2007.

SOUZA, F. H. **Tratamento de água para abastecimento por meio de filtros lentos de fluxo ascendente com limpeza por retrolavagem e descarga de fundo**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

SOUZA, F. H. et al. Study of slow sand filtration with backwash and the influence of the filter media on the filter recovery and cleaning. **Environmental Technology**, v. 37, n. 14, p. 1802–1810, 2016.

SOUZA, G. P.; HOLANDA, J. N. F. Propriedades cerâmicas de massas argilosas contendo resíduo de borra de petróleo encapsulada. In: ANAIS DO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA E CIÊNCIAS DOS MATERIAIS 2000, São Pedro. **Anais**. São Pedro, 2000.

SOUZA, W. M. D. et al. Diagnóstico da geração de resíduos de cerâmica vermelha na região metropolitana de Cariri. In: ANAIS DO CONGRESSO TÉCNICO CIENTÍFICO DA ENGENHARIA E DA AGRONOMIA - CONTECC 2018, Maceió. **Anais**. Maceió, 2018.

STOTT, R. et al. Predation of *Cryptosporidium* oocysts by protozoa and rotifers: implications for water quality and public health. **Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research**, v. 47, n. 3, p. 77–83, 2003.

TAIRA, R. **Remoção de oocistos de cryptosporidium na filtração lenta, precedida ou não de filtração ascendente em pedregulho**. 2008. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

TALGATTI, M. et al. Compósito madeira-plástico a partir de resíduos de três espécies florestais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 91, p. 277–283, 2017.

TANGERINO, E. P. **Remoção de substâncias húmicas por meio da oxidação com ozônio e peróxido de hidrogênio e filtração lenta**. 2003. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

TERIN, U. C. **Desempenho de coagulantes naturais, adsorvente alternativo e filtros lentos domiciliares no tratamento de águas com *Microcystis aeruginosa* e micorcistina: alternativas tecnológicas para comunidades isoladas**. 2017. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

TORRES, I.; MATIAS, G. Sustainable mortars for rehabilitation of old plasters. **Engineering Structures**, v. 129, p. 11–17, 2016.

TRUONG, H. B. et al. Polyethyleneimine modification of activated fly ash and biochar for enhanced removal of natural organic matter from water via adsorption. **Chemosphere**, v. 243, p. 125454, 2020.

TUOTO, M. **Levantamento sobre a geração de resíduos provenientes da atividade madeireira e proposição de diretrizes para políticas, normas e condutas técnicas para**

promover o seu uso adequado: Projeto PNUD BRA 00/20 - Apoio às Políticas Públicas na Área de Gestão e Controle Ambiental. Curitiba: Brasil. Ministério do Meio Ambiente, 2009.

URFER, D. Use of bauxite for enhanced removal of bacteria in slow sand filters. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 17, n. 4, p. 1007–1015, 2017.

VALENCIA, J. A. **Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del agua**. Lima: CEPIS, 1972. v. 13.

VARGAS, L. C. Filtración lenta como porceso de desinfección. **Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente**, Simposio regional sobre calidad del agua: desinfección efectiva. CEPIS/OPS, Simposio regional sobre calidad del agua: desinfección efectiva, p. 1–17, 2004.

VIANNA, M. R. **Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água**. 3º ed. Belo Horizonte: Imprimatur, 1997.

WEBSTER, T. M.; FIERER, N. Microbial Dynamics of Biosand Filters and Contributions of the Microbial Food Web to Effective Treatment of Wastewater-Impacted Water Sources. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 85, n. 17, 2019.

WU, F.-F. et al. Adsorption of methylene blue by porous ceramics prepared from electrolytic manganese residues. **Desalination and Water Treatment**, p. 1–11, 2016.

YOUNG-ROJANSCHI, C.; MADRAMOOTOO, C. Intermittent versus continuous operation of biosand filters. **Water Research**, v. 49, p. 1–10, 2014.

ZANINI, J. **Estudo da remoção do herbicida atrazina por biofiltração em filtros lentos de areia e carvão ativado associada à ação microbiana**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2010.

ZAZYCKI, M. A. et al. Chitin derived biochar as an alternative adsorbent to treat colored effluents containing methyl violet dye. **Advanced Powder Technology**, v. 30, n. 8, p. 1494–1503, 2019.

ZHANG, C.; HE, J.; ZHENG, Z. Modelling Nutrients and Organics Removal by Biological Slow Filtration in Micro-Polluted Water Source Treatment. **Processes**, v. 6, n. 8, p. 128, 2018.

ZHAO, Y. et al. Purification of harvested rainwater using slow sand filters with low-cost materials: Bacterial community structure and purifying effect. **Science of The Total Environment**, v. 674, p. 344–354, 2019.

ZHU, Y. et al. Nano-manganese oxides-modified biochar for efficient chelated copper citrate removal from water by oxidation-assisted adsorption process. **Science of The Total Environment**, v. 709, p. 136154, 2020.

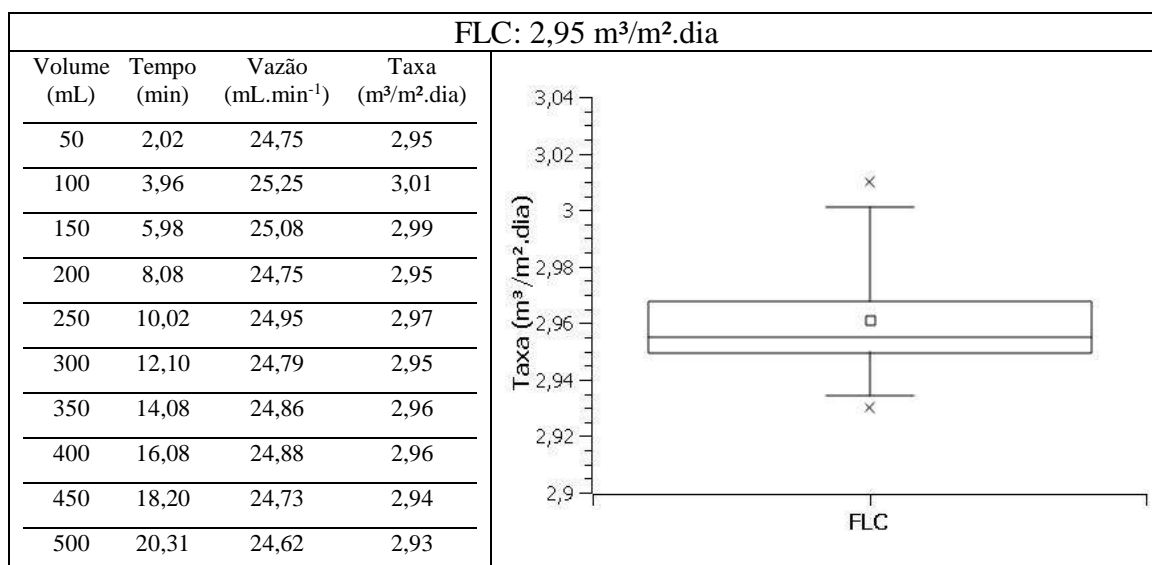
ZIPF, M. S.; PINHEIRO, I. G.; CONEGERO, M. G. Simplified greywater treatment systems: Slow filters of sand and slate waste followed by granular activated carbon. **Journal of Environmental Management**, v. 176, p. 119–127, 2016.

ZORATTO, A. C. **Redução da concentração de herbicidas em águas por filtração em multiplas etapas seguida de coluna de carvão ativado de babaçu e obtenção de adsorventes**

a partir de bagaço de cana e casca de Moringa oleífera. 2014. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2014.

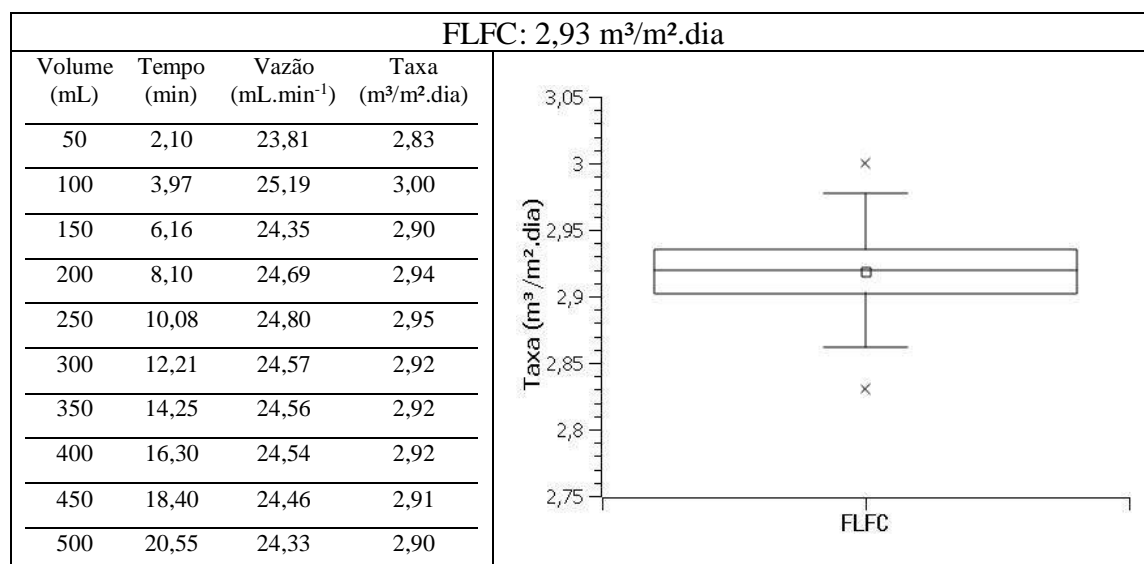
APÊNDICE A – Ajuste da taxa de filtração e adição de esgoto

Quadro A.1: Taxa aplicada FLC.



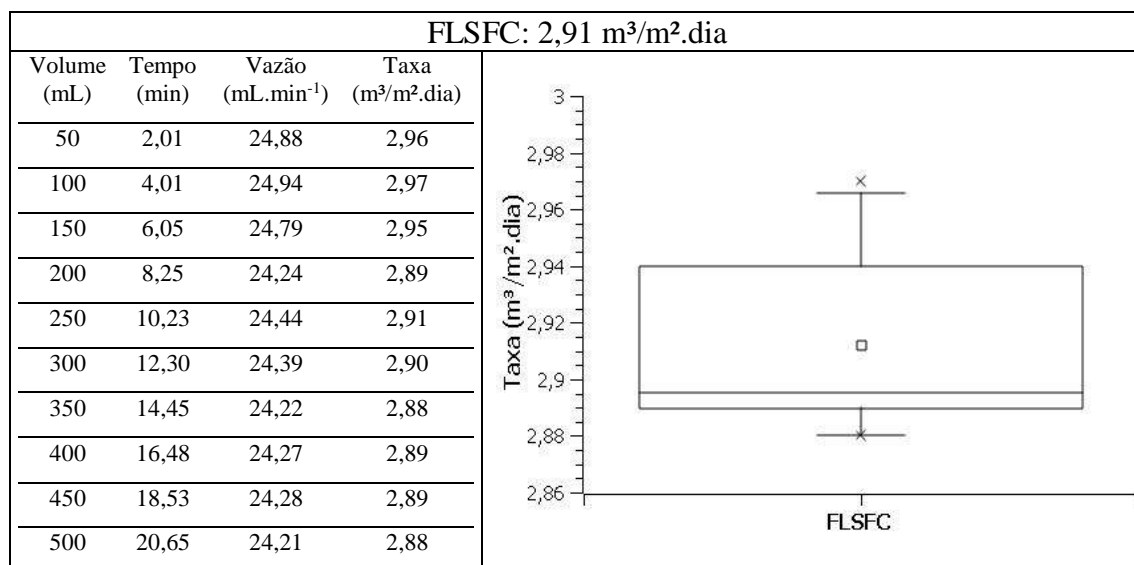
Fonte: Autor (2020).

Quadro A.2: Taxa aplicada FLFC.



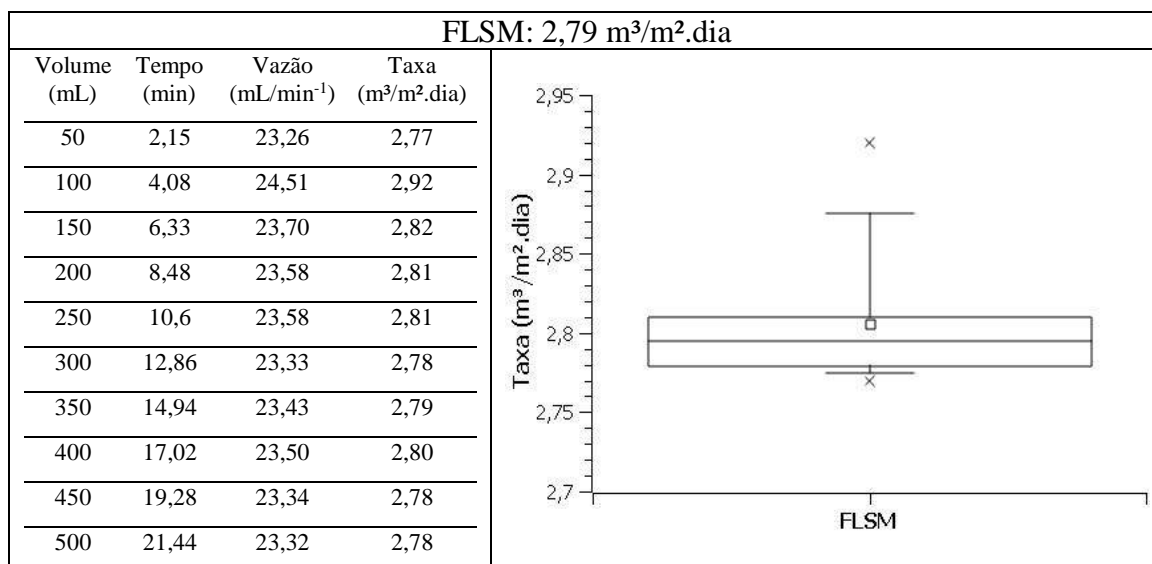
Fonte: Autor (2020).

Quadro A.3: Taxa aplicada FLSFC.



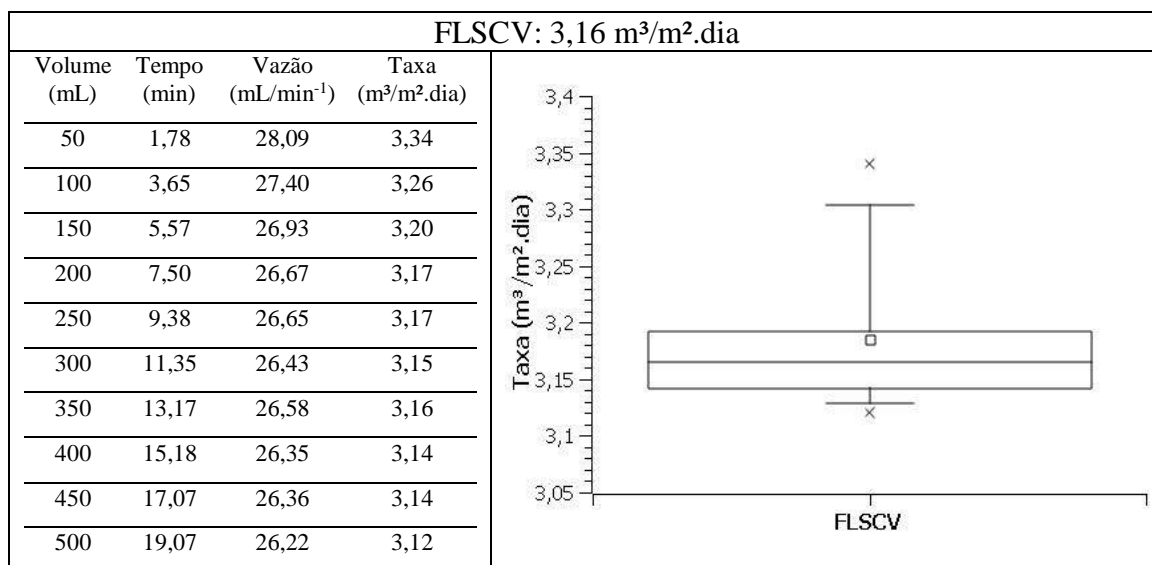
Fonte: Autor (2020).

Quadro A.4: Taxa aplicada FLSM.



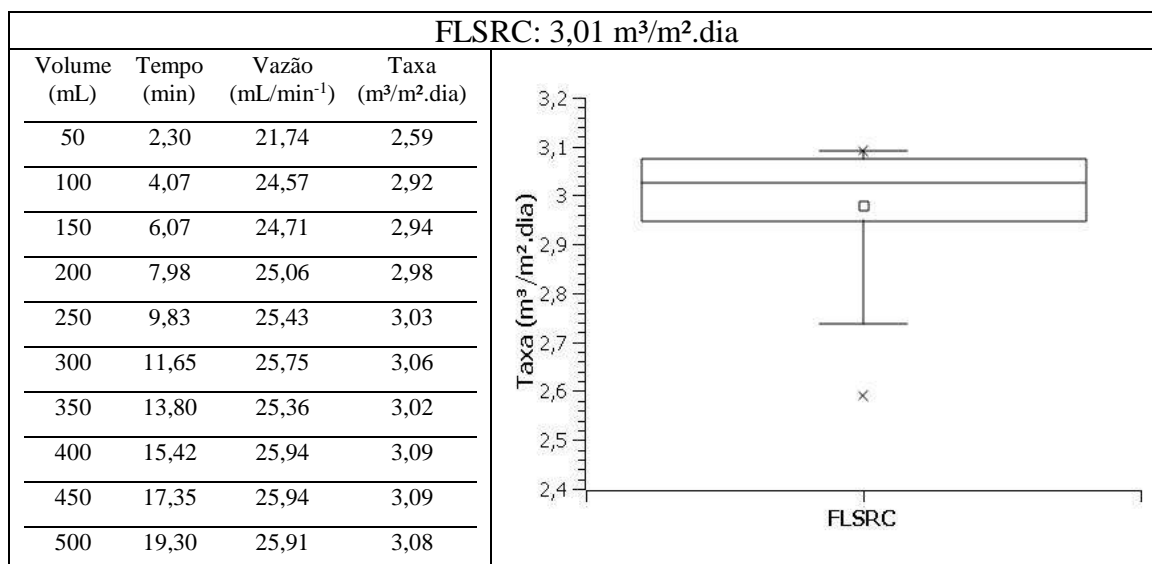
Fonte: Autor (2020).

Quadro A.5: Taxa aplicada FLSCV.



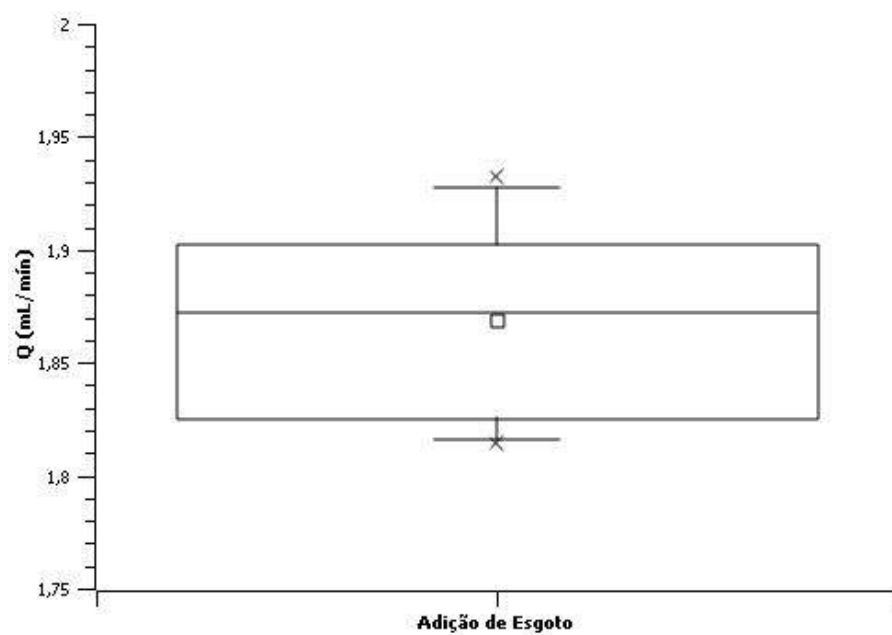
Fonte: Autor (2020).

Quadro A.6: Taxa aplicada FLSRC.



Fonte: Autor (2020).

Figura A.1: Medição de vazão do esgoto adicionado



Fonte: Autor (2020).

APÊNDICE B – Resultados dos ensaios de peneiramento

Tabela B.1: Resultados do primeiro ensaio de peneiramento.

Ensaio 1					
Resultados em condições iniciais					
Peneira	Abertura (mm)	Massa retida (g)	(%) Retida	(%) Retida acumulada	(%) que passa
3/4"	19,000	0	0,00%	0,00%	100,00%
1/2"	12,700	6,89	0,69%	0,69%	99,31%
3/8"	9,500	9,75	0,98%	1,67%	98,33%
Nº 4	4,750	39,09	3,91%	5,58%	94,42%
Nº 8	2,360	46,89	4,69%	10,27%	89,73%
Nº 10	2,000	7,45	0,75%	11,01%	88,99%
Nº 16	1,180	33,71	3,37%	14,39%	85,61%
Nº 30	0,600	167,34	16,75%	31,13%	68,87%
Nº 40	0,425	195,88	19,60%	50,74%	49,26%
Nº 50	0,300	160,1	16,02%	66,76%	33,24%
Nº 100	0,150	266,41	26,66%	93,42%	6,58%
Nº 200	0,075	46,89	4,69%	98,11%	1,89%
Fundo	0,000	18,89	1,89%	100,00%	0,00%
Total		999,290			
Resultados depois da exclusão das seis peneiras iniciais					
Peneira	Abertura (mm)	Massa retida (g)	(%) Retida	(%) Retida acumulada	(%) que passa
Nº 16	1,180	33,71	3,79%	3,79%	96,21%
Nº 30	0,600	167,34	18,82%	22,61%	77,39%
Nº 40	0,425	195,88	22,03%	44,64%	55,36%
Nº 50	0,300	160,1	18,00%	62,64%	37,36%
Nº 100	0,150	266,41	29,96%	92,60%	7,40%
Nº 200	0,075	46,89	5,27%	97,88%	2,12%
Fundo	0,000	18,89	2,12%	100,00%	0,00%
Total		889,220			

Fonte: Autor (2020).

Tabela B.2: Resultados do segundo ensaio de peneiramento.

Ensaio 2					
Resultados em condições iniciais					
Peneira	Abertura (mm)	Massa retida (g)	(%) Retida	(%) Retida acumulada	(%) que passa
3/4"	19,000	0	0,00%	0,00%	100,00%
1/2"	12,700	7,77	0,78%	0,78%	99,22%
3/8"	9,500	7,98	0,80%	1,58%	98,42%
Nº 4	4,750	46,78	4,68%	6,26%	93,74%
Nº 8	2,360	49,28	4,93%	11,19%	88,81%
Nº 10	2,000	6,28	0,63%	11,82%	88,18%
Nº 16	1,180	34,81	3,48%	15,30%	84,70%
Nº 30	0,600	177,86	17,80%	33,10%	66,90%
Nº 40	0,425	209,74	20,99%	54,09%	45,91%
Nº 50	0,300	161,87	16,20%	70,29%	29,71%
Nº 100	0,150	240,52	24,07%	94,36%	5,64%
Nº 200	0,075	40,83	4,09%	98,44%	1,56%
Fundo	0,000	15,61	1,56%	100,00%	0,00%
Total		999,330			
Resultados depois da exclusão das seis peneiras iniciais					
Peneira	Abertura (mm)	Massa retida (g)	(%) Retida	(%) Retida acumulada	(%) que passa
Nº 16	1,180	34,81	3,95%	3,95%	96,05%
Nº 30	0,600	177,86	20,18%	24,13%	75,87%
Nº 40	0,425	209,74	23,80%	47,93%	52,07%
Nº 50	0,300	161,87	18,37%	66,30%	33,70%
Nº 100	0,150	240,52	27,29%	93,60%	6,40%
Nº 200	0,075	40,83	4,63%	98,23%	1,77%
Fundo	0,000	15,61	1,77%	100,00%	0,00%
Total		881,240			

Fonte: Autor (2020).

APÊNDICE C – Ensaios de picnometria.

Tabela C.1: Resultados dos ensaios de picnômetro.

Massa do Picnômetro 1 vazio: 136,25g						
Massa do Picnômetro 1 cheio de água: 626,20g						
Massa do Picnômetro 2 vazio: 123,43g						
Massa do Picnômetro 2 cheio de água: 618,56g						
Densidade da água na temperatura do experimento (26°C): 0,9968g/cm ³						
	Massa seca (g)	Massa úmida (g)	Picnômetro + Amostra (g)	Picnômetro + Amostra + Água (g)	M _{w1} (g)	M _{w2} (g)
Fibras de coco	1,1213	2,1727	138,4227	626,38	489,95	487,9573
	1,3558	2,9020	126,3320	618,19	495,13	491,8580
Maravalha	2,5927	3,5517	139,8017	626,91	489,95	487,1083
	2,8381	3,9849	127,4149	619,35	495,13	491,9351
Carvão vegetal	1,0077	1,6590	137,9090	613,82	489,95	475,9110
	1,0468	1,3970	124,8270	606,43	495,13	481,6030
Resíduo cerâmico	5,6318	6,2904	142,5404	629,63	489,95	487,0896
	4,0377	4,4488	127,8788	620,97	495,13	493,0912

Fonte: Autor (2020).

APÊNDICE D – Resultados da análise dimensional das britas utilizadas na camada suporte

Tabela D.1: Série de dados dos tamanhos dos grãos das britas empregadas.

#	Brita 0 (mm)	Brita 5/8 (mm)	Brita 1 (mm)	Brita 2 (mm)
1	13,9	27,71	55,86	43,82
2	13,77	15,8	34,58	52,65
3	16,12	23,16	30,89	37,17
4	13,42	22,07	41,14	56,97
5	15,06	21,28	36,28	65,83
6	9,56	19,79	32,96	41,86
7	15,48	25,79	33,04	40,54
8	16,06	18,11	31,41	65,06
9	10,34	21,34	33,23	42,96
10	9,26	18,69	27,77	49,83
11	12,46	13,65	33,68	33,91
12	18,67	22,41	35,35	35,18
13	12,44	18,95	32,54	45,28
14	15,25	23,64	23,45	46,32
15	14,35	25,21	21,92	45,11
16	14,01	23,78	34,69	48,73
17	10,8	13,72	28,37	27,59
18	15,36	16,43	22,24	50,26
19	12,72	19,03	24,06	45,65
20	11,19	21,57	28,08	42,46
21	13,76	20,26	26,6	42,39
22	11,42	12,09	28,27	31,39
23	12,51	16,53	31,77	29,07
24	13,9	20,97	36,96	41,42
25	12,36	22,51	25,23	30,14
26	13,64	16,69	25,25	31,28
27	15,59	20,67	23,67	38,46
28	12,42	16,83	31,55	37,77
29	12,36	19,68	28,17	41,04
30	9,52	15,58	27,2	39,45

Fonte: Autor (2020).

APÊNDICE E – Resultados das análises da condutividade elétrica da água bruta e filtrada.

Tabela E.1: Condutividade elétrica: água bruta e filtrada.

Dia	AB	FLC	FLFC	FLSFC	FLSM	FLSCV	FLSRC
17	139,2	89,6	219,0	211,0	239,0	167,0	198,3
24	116,4	206,0	215,0	214,0	214,0	218,0	215,0
31	173,9	182,6	125,1	160,2	171,0	198,6	201,0
38	169,4	207,0	201,0	201,0	182,0	202,0	203,0
53	210,0	106,4	144,3	207,0	203,0	208,0	104,6
62	242,0	236,0	212,0	215,0	207,0	206,0	226,0
68	596,0	242,0	228,0	224,0	227,0	225,0	237,0
76	253,0	236,0	209,0	215,0	212,0	209,0	207,0
82	215,0	216,0	215,0	217,0	219,0	216,0	215,0
88	514,0	394,0	791,0	703,0	863,0	825,0	983,0
95	148,0	215,0	200,0	202,0	199,4	177,9	100,7
102	197,8	182,6	193,3	136,6	169,8	192,9	195,9
109	399,0	229,0	192,5	206,0	195,0	197,3	194,6
117	143,7	202,0	213,0	214,0	207,0	199,9	181,0
122	277,0	201,0	209,0	224,0	222,0	224,0	206,0
130	177,2	178,1	188,6	183,7	174,2	179,2	184,1
137	178,2	173,8	178,7	167,6	183,7	177,5	180,6
144	178,7	183,7	175,0	207,0	173,8	167,7	166,2
152	159,2	147,9	111,6	158,0	160,8	140,7	156,5
158	163,3	166,4	162,1	175,0	155,5	153,5	160,8
166	106,5	136,4	175,4	182,0	161,0	159,9	172,6
171	183,6	161,6	169,0	173,5	125,0	189,1	155,5
177	157,5	147,1	181,0	192,7	177,5	162,6	164,9
184	201,0	204,0	192,1	167,2	200,0	179,1	204,0
190	533,0	537,0	537,0	585,0	519,0	479,0	491,0
197	117,4	196,1	195,2	193,7	169,2	133,7	100,2

Fonte: Autor (2020).